

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie

Biologie

Biologie a geografie se zaměřením na vzdělávání



Barbora Štambergová

**HODNOCENÍ ZMĚN PROSTUPNOSTI KRAJINY NA
PŘÍKLADU PRAŽSKÉHO OKRUHU**

**ASSESSMENT OF LANDSCAPE PERMEABILITY - EXAMPLE OF
PRAGUE HIGHWAY**

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Praha 2013

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 16. 5. 2013

.....

Barbora Štambergová

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu bakalářské práce RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D. za jeho ochotu, vstřícnost, trpělivost a především za čas, který mi věnoval. Zároveň mu děkuji za rady a cenné připomínky, které mě vedly při psaní této práce.

Zadání bakalářské práce

Název práce

Hodnocení změn prostupnosti krajiny na příkladu Pražského okruhu

Klíčová slova

Fragmentace krajiny, prostupnost krajiny, ekodukty

Cíle práce

- Rešerše problematiky fragmentace krajiny, ochrany její prostupnosti a významu budování kompenzačních opatření (ekodukty, podchody atd.)
- Analýza míry fragmentace zájmového území dopravními stavbami
- Hodnocení změny prostupnosti krajiny jižního zázemí Prahy s ohledem na výstavbu dálničního obchvatu

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje

- Rešerše problematiky fragmentace krajiny, ochrany její prostupnosti a významu budování kompenzačních opatření (ekodukty, podchody atd.) za použití relevantní literatury
- Analýza míry fragmentace zájmového území (jižní zázemí Prahy) s využitím metody „Effective Mesh Size“
- Hodnocení změny prostupnosti krajiny jižního zázemí Prahy na základě terénního mapování

Datum zadání: 14.11. 2012

Podpis studenta

Barbora Štambergová

Podpis vedoucího práce

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Podpis vedoucího katedry

Abstrakt

Prostupnost krajiny je klíčová pro přežívání mnohých druhů organismů. V současné době však rychle nárůstá míra fragmentace krajiny a propojenost jednotlivých krajinných elementů klesá. K fragmentaci krajiny nejvíce přispívá výstavba silnic, která s sebou přináší i další nezanedbatelné ekologické dopady. V souvislosti s obnovou prostupnosti krajiny je proto často řešeno zprůchodňování těchto liniových bariér. Výstavba průchodů skrze silnice je častým opatřením, otázkou však stále zůstává, zda je výstavbou těchto objektů dosahováno požadovaných kompenzačních opatření. Praktická část této práce je proto zaměřena na analýzu vybraných průchodů na části Pražského okruhu a zhodnocení jejich využívání.

Klíčová slova: Fragmentace krajiny, prostupnost krajiny, ekodukty

Abstract

Permeability of the landscape is crucial for the survival of many species. However, nowadays is quickly increasing the landscape fragmentation and the connectivity of landscape elements is decreasing. Fragmentation of the landscape is mainly affected by road constructions, which cause even other significant ecological impacts. In connection with recovery of the permeability of the landscape are therefore made these line barriers often passable. Construction of the road over- and under- passes is common measure, but the remaining question is if constructions of these objects help to achieve required measures. The practical part of this thesis is therefore focused on analysis of selected passageways of Prague highway bypass and on the evaluation of their using.

Keywords: Landscape fragmentation, landscape permability, ecoducts, mitigation measures

1. Úvod.....	8
1.1 Cíle práce.....	9
2. Fragmentace krajiny	10
2.1 Vývoj fragmentace krajiny	10
2.2 Hodnocení fragmentace krajiny	11
2.2.1 Metody vymezující nefragmentované území	12
2.2.2 Metody stanovující číselné indexy fragmentace	14
2.3 Fragmentační bariéry	16
2.3.1 Plošné bariéry	16
2.3.2 Liniové bariéry	17
2.4 Důsledky fragmentace a ekologické dopady silnic	18
2.4.1 Ztráta a rozdělení habitatů.....	19
2.4.2 Mortalita.....	21
2.4.3 Disturbance	22
2.4.4 Efekt komunikace jako koridoru	23
2.5 Legislativní nástroje a problematika fragmentace krajiny	25
3. Prostupnost krajiny	27
3.1 Konektivita krajiny	27
3.2 Prostupnost krajiny pro volně žijící živočichy	28
3.3 Ekologické sítě.....	29
3.4 Migrační objekty.....	30
3.4.1 Lokalizace kompenzačních opatření.....	31
3.4.2 Technické provedení a využívání objektů	32
3.4.2.1 Nadchody	33
3.4.2.2 Podchody	35
4. Metody a data	38
4.1 Zájmové území	38
4.2 Hodnocení fragmentace.....	39
4.3 Hodnocení prostupnosti.....	41
5. Výsledky	43
5.1 Hodnocení fragmentace.....	43
5.2 Hodnocení prostupnosti.....	44
6. Diskuze	47
6.1 Fragmentace krajiny	47
6.2 Prostupnost krajiny	47
7. Závěr	49
8. Seznam použité literatury	51
9. Přílohy.....	58

Seznam tabulek

Tabulka 1: Pravděpodobnosti využívání mostů v závislosti na rozměrových parametrech

Tabulka 2: Rušivý vliv lidských aktivit

Seznam grafů

Graf 1: Vývoj pokrytí území ČR nefragmentovaným územím

Graf 2: Mortalita srnce obecného na různých kategoriích silnic

Graf 3: Využívání ekoduktu

Seznam obrázků

Obrázek 1: Nefragmentované území v ČR

Obrázek 2: Stupeň fragmentace krajiny s využitím efektivní velikosti oka

Obrázek 3: Ukazatel fragmentation value

Obrázek 4: Dopady silnic a dopravy

Obrázek 5: Důsledky rozdělení habitatů

Obrázek 6: Silnice jako koridory

Obrázek 7: Ekologická konektivita

Obrázek 8: Hlavní konstrukční typy ekoduktů

Obrázek 9: Propustky

Obrázek 10: Mosty

Obrázek 11: Krajinný pokryv zájmového území

Obrázek 12: Fragmentační geometrie pro výpočet m_{eff} – stav po výstavbě obchvatu

Obrázek 13: Průchody na jižní části okruhu a monitorované objekty

1. Úvod

Pojem fragmentace pochází z latinského slova fragmentum znamenající zlomek či úlomek ve smyslu určitého odpadu, který již nemá plnohodnotné vlastnosti celku. Podobně můžeme aplikovat tento pojem i v krajině, kde jsou krajinné celky opakovanou výstavbou liniových i plošných prvků děleny na menší části. Tyto části postupně ztrácejí potenciál k vykonávání původních ekologických funkcí a dochází ke snižování jejich kvality (Anděl a kol., 2010a). Obdobně popisuje fragmentaci také Jaeger (2000). Podle něj je fragmentace procesem, který vede ke vzniku řady více či méně izolovaných stanovišť, ekosystémů nebo typů land-use obklopených intenzivně využívanými oblastmi a liniemi, které upravují vzájemné ekologické vztahy. Tyto využívané oblasti a liniové prvky mohou zároveň působit mezi segmenty jako bariéry bránící šíření zvířat. K roztržitosti území na menší nespojité plochy dochází především díky rozšiřování sídelní a dopravní infrastruktury, ale také kvůli záborům rozsáhlých ploch a jejich přeměnám na zemědělskou půdu (Aurambout, 2003). Fragmentaci, ke které může vést přeměna vegetačního pokryvu například na zemědělskou půdu, popisuje také Finch a kol. (1995). Podle něj může dojít převedením určitého typu vegetace na odlišný typ vegetačního pokryvu k rozdělení stanovišť.

Z praktického hlediska je podle Anděla a kol. (2010a) vhodné dělit problematiku fragmentace krajiny do dvou typů, jejichž společným faktorem je výskyt bariér v krajině. V prvním typu je předmětem ochrany obecně krajinný prostor a ochrana je zaměřena na celistvost krajiny jako celku. V druhém typu jsou předmětem ochrany biotopy a migrační koridory a ochrana je zaměřena na průchodnost krajiny pro jednotlivé druhy živočichů (Anděl a kol., 2010a).

Fragmentace může vést ke zmenšování nebo rozdělování habitatů živočichů (Bloemmen a kol., 2004). Tyto změny narušují přirozené pohyby živočichů, způsobují izolaci populací původních druhů a narušují přirozený genový tok (Crist, 2004). Pro mnohé druhy mohou vést tyto změny až k vymírání. Pro zmírnění důsledků fragmentace krajiny je potřebné zajistit náležitou konektivitu oddělených částí. O tom, zda druh přežije či nikoli, rozhoduje mnohem více faktorů, ale opětovné propojení rozdělených habitatů dává živočichům větší šance na přežití především z dlouhodobého hlediska (Bloemmen a kol., 2004).

V současné době je největší pozornost v souvislosti s obnovou konektivity krajiny věnována dálnicím a jejich průchodnosti pro živočichy. Je to dáno tím, že pouze málo prvků v současné moderní krajině má takový vliv na změny v krajině a fragmentaci habitatů jako

dálnice (Singleton, 2006). Za nejvhodnější propojovací prvky jsou považovány průchody, které mají především přispět k obnovení pohybů živočichů, ale zároveň je také chránit před negativními vlivy dopravy a silnic (Crooks a kol., 2006). Nároky jednotlivých druhů se mezi sebou velice liší, proto je nelze generalizovat a vydávat obecná doporučení pro stavbu průchodů (Bloemmen a kol., 2004). Pro zajišťování ideální prostupnosti je proto nutné provádět zpětné hodnocení realizovaných objektů, zjišťovat jejich účinnost a získané poznatky aplikovat v budoucích projektech (Hardy a kol., 2007).

1.1 Cíle práce

Téma hodnocení změn prostupnosti krajiny jsem si vybrala proto, že představuje propojení oborů biologie i geografie, které jsou mi blízké. Ve své práci se tak mohu věnovat problematice fragmentace krajiny z pohledu geografa a zároveň zjišťovat, jak tento výsledek lidské činnosti ovlivňuje volně žijící živočichy.

Fragmentace krajiny je stále více aktuálním tématem. Nejen vzhledem k neustále se zvyšující hustotě dopravních sítí, ale i kvůli většímu množství zastavěných ploch. Proto je zřejmé, že by ochraně prostupnosti krajiny a snižování negativních vlivů fragmentace měla být věnována patřičná pozornost.

Cílem této práce je na základě literární rešerše zhodnotit problematiku fragmentace krajiny i její prostupnosti a posoudit vliv na populace volně žijících živočichů. První část rešerše bude zaměřena na fragmentaci krajiny – její změny, hodnocení, charakter fragmentačních bariér a jejich vliv na organismy. V druhé části rešerše bude řešena problematika prostupnosti krajiny a opatření na zajištění její průchodnosti pro volně žijící živočichy. Zaměřím se především na zajišťování funkčnosti migračních objektů a parametrů, které využívání danými druhy živočichů nejvíce ovlivňují.

Závěrečnou část této práce bude tvořit analýza jižního zázemí Prahy. Pomocí metody Effective Mesh Size bude zjišťována míra fragmentace daného území. Další analýza proběhne na základě terénního průzkumu. Hodnoceny budou vybrané objekty, které se pro živočichy zdají být nejvhodnější k překonávání fragmentační bariéry - části Pražského okruhu. Cílem průzkumu bude zjistit, jak intenzivně jsou objekty využívány, zda se nachází na vhodných místech a zda jejich konstrukce odpovídají nárokům migračních objektů.

2. Fragmentace krajiny

2.1 Vývoj fragmentace krajiny

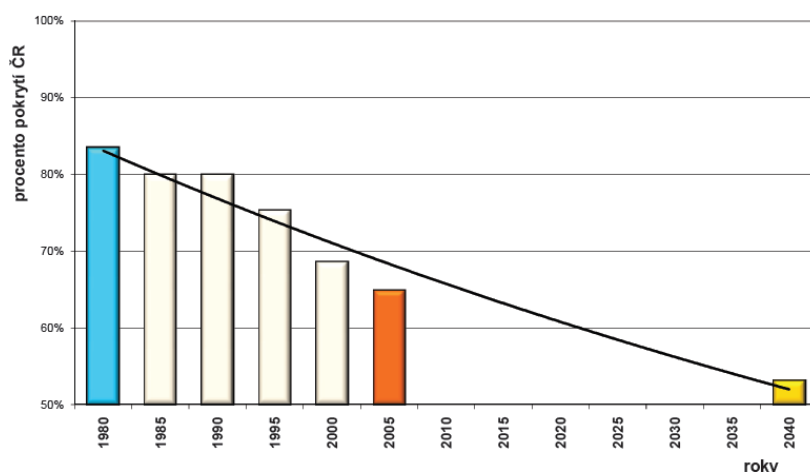
Změny v krajině a degradace přírodního prostředí provází celou historii lidstva, ale rychlost s jakou k těmto změnám v současnosti dochází je nesrovnatelná (Bennet, 2003). První výraznější změny způsobovala výstavba rozsáhlejších komplexů budov a sítí cest. Vznik prvních silnic v Evropě bychom mohli datovat kolem roku 2000 př. n. l. Propracovanější technologie stavby silnic se poprvé objevily o něco později u starověkých Římanů. Přesto tyto stavby vzhledem ke svému charakteru a intenzitě dopravy nepředstavovaly významnější fragmentační bariéry (Seiler, 2001). Zásadní zlom z hlediska fragmentace krajiny nastal podle Anděla a kol. (2011) v období průmyslové revoluce v 19. století, kdy začala masivní výstavba měst, rozvoj železniční a silniční dopravy. S nástupem železnice přišel do krajiny zcela nový rušivý fenomén vytvářející pro živočichy první významnější liniové bariéry. Tato nová etapa vyústila až do současného rychlého rozvoje silniční dopravy, která vytváří značné bariérové prvky v krajině (Anděl a kol., 2011).

Nejvíce fragmentovanou krajinu ze všech kontinentů má pravděpodobně Evropa, která je kolébkou industrializace a dopravy. Průměrné hodnoty fragmentace pro celý kontinent nemají příliš velkou vypovídací hodnotu, protože v rámci Evropy jsou oblasti vysoce fragmentované (např. Nizozemí, Belgie, Německo) i oblasti s relativně rozsáhlými plochami nefragmentovaného území (např. Skandinávie, Rumunsko, Rakousko). Dobrými ukazateli jsou průměrné velikosti nefragmentovaných území, které se podle záznamů Evropské Unie o nových členských státech, pohybují mezi 121 - 174 km² (Selva, 2001).

V USA je silnicemi rozděleno a ovlivněno podle Formana (2000) 19% z celkové rozlohy. Důležitý krok v ochraně nefragmentovaného území USA znamenal zavedení zákona na ochranu nefragmentovaných oblastí v rámci US National Forest System. Tento zákon zaručil ochranu 2 % pevninské rozlohy USA před fragmentací (Selva, 2001).

Také na území České republiky dochází k postupnému úbytku nefragmentované plochy. Z grafu Anděla a kol. (2010a) vidíme, že mezi lety 1980-2005 ubylo více než 20% nefragmentovaného území. Mezi lety 1990-2005 byla rychlost úbytku nefragmentovaného území téměř 790 km² za rok. Prognózy předpokládají, že i nadále bude úbytek nefragmentovaného území pokračovat (Anděl a kol., 2010a).

Graf 1: Vývoj pokrytí území ČR nefragmentovaným územím



Zdroj: Anděl a kol., 2010a

2.2 Hodnocení fragmentace krajiny

Z hlediska snížení dopadů fragmentace krajiny a zachování její konektivity je potřebné míru fragmentace hodnotit určitými ukazateli (Anděl a kol., 2011). Je však nutné si uvědomovat, že většina indikátorů fragmentace jsou nástroje pouze pomocné a neměly by být chápány dogmaticky. Měly by být zvažovány ve vazbě na konkrétní situaci a sloužit k hledání optimálních variant a kompromisních řešení. Konečné rozhodnutí by měl provést expert, který indikátory použije, ale celý problém zároveň dokáže zhodnotit komplexně (Anděl a kol., 2010a).

Při hodnocení fragmentace krajiny se používají dvě odlišné skupiny ukazatelů. V první řadě jsou to kvantitativní ukazatele schopné měřit krajinnou strukturu a její změny. Ty jsou používány ke zkoumání fragmentace krajiny a jejích dopadů na životní prostředí a biodiverzitu. Kromě těchto ukazatelů jsou nově zaváděny také kvalitativní ukazatele, které měří vnímání fragmentace krajiny člověkem a její sociální rozměr. Předpokládá se, že velký potenciál by mohlo mít hodnocení, které by vhodně kombinovalo oba tyto přístupy. Tyto předpoklady vycházejí z oficiální politiky Evropské úmluvy o krajině (ELC), která sociální rozměr do vnímání krajiny přinesla (Llausàs a Nogué, 2012).

Metody pro kvantitativní hodnocení fragmentace dělí Anděl a kol. (2010a) do dvou základních skupin:

- a) metody vymezující nefragmentované území
- b) metody stanovující číselné indexy míry fragmentace

Pro zhodnocení fragmentace krajiny je vhodné aplikovat oba tyto základní přístupy. Jejich spojením je možno získat výstupy, které jsou předpokladem pro objektivní a citlivé zhodnocení fragmentace krajiny v otázce územního plánování a investiční výstavby (Anděl a kol., 2010a).

2.2.1 Metody vymezující nefragmentované území

Principem těchto metod je na základě určeného algoritmu definovat území, které je považováno za nefragmentované a zaslouží tak zvláštní ochrany. Výhodou takto vymezeného území je fakt, že se s ním dá dále pracovat v mapách. Lze tak určovat jeho překryv s ostatními prvky prostředí, konfrontovat jej se záměry investičního plánování nebo jej zařazovat do modelů GIS. Kromě mapových výstupů se pomocí této metodiky dá získat také mnoho číselných indikátorů použitelných pro hodnocení časových trendů.

Příkladem těchto metod je stanovení nefragmentovaných oblastí dopravou (UAT - Unfragmented Area by Traffic) (Anděl a kol., 2010a). Polygon UAT je definován jako část krajiny plnící zároveň tyto dva požadavky (Gawlak in Anděl a kol., 2010a; Anděl a kol., 2011):

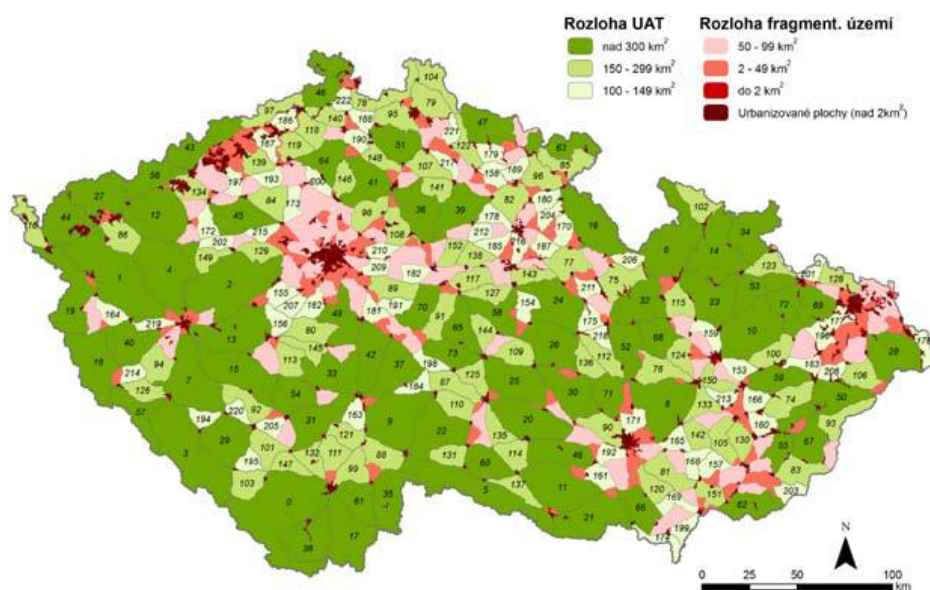
- a) ohraničení silnicemi s roční průměrnou denní intenzitou dopravy vyšší než 1000 vozidel za den, nebo vícekojevnými železnicemi
- b) rozloha je větší nebo rovna 100 km² (může být použita odlišná limitní velikost při studiu lokálního či regionálního měřítka)

Uvedené hodnoty ukazatelů vymezujících UAT jsou používány v České republice (Anděl a kol., 2011). Stejně hodnoty pro vymezení oblastí bez silnic a oblastí s nízkou intenzitou dopravy uvádí také Selva (2011). Ekologické studie ukazují, že hodnoty používané v současnosti jsou přijatelné, ale do budoucna bude zapotřebí podrobněji identifikovat prahové hodnoty pro objem dopravy (Selva, 2011).

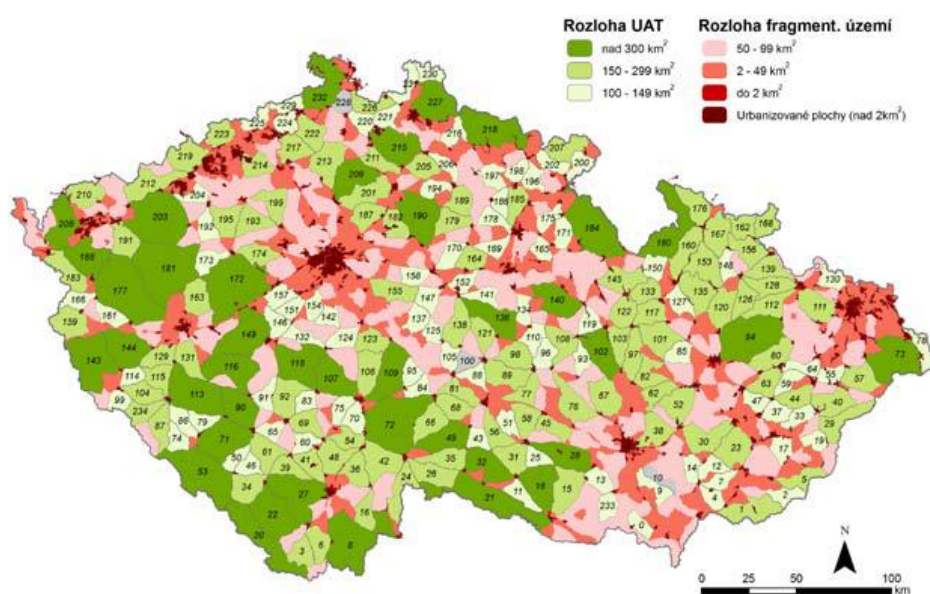
Pro území České republiky vytvořil časový vývoj nefragmentovaného území Anděl a kol. (2010a). Na ukázkou je uveden stav v roce 1980 a v roce 2005.

Obrázek 1: Nefragmentované území v ČR

1980



2005



Zdroj: Anděl a kol., 2010a

2.2.2 Metody stanovující číselné indexy fragmentace

Postupy kvantifikují stupeň fragmentace určitého území číselným indexem stanoveným geometrickými nebo pravděpodobnostními modely. Tyto indexy reagují i na menší změny ve strukturách bariér, proto jsou nejvhodnější pro sledování časového vývoje (Anděl a kol., 2011). Tři základní metody reprezentující tuto skupinu ukazatelů uvádí ve své práci Jaeger (2000) - stupeň rozdělení krajiny (D), index rozdělení (S) a efektivní velikost oka (Effective Mesh Size - m_{eff}). Ukazatelé vycházejí z výpočtu pravděpodobnosti, s jakou se dva jedinci umístění ve studovaném území náhodně na různá místa budou nacházet na stejné ploše nerozdělené bariérami. Tento předpoklad je pro zhodnocení fragmentace považován za klíčový z několika důvodů (Jaeger, 2000):

- a) Možnost kontaktu dvou jedinců je zásadní pro přežití populace.
- b) Není nutné zvažovat setkání více než dvou jedinců. Pokud nedojde k setkání ani dvou jedinců, nebudou splněny základní předpoklady pro přežití populace. Proto s ohledem na snadnější výpočet stačí předpokládat setkání právě dvou jedinců.
- c) Velikost a dostupnost nerozdělených ploch jsou důležité faktory ovlivňující vymírání.

Z uvedených metod pro hodnocení fragmentace je nejčastěji používaný ukazatel efektivní velikost oka. Hodnotu získáme podle vzorce (Jaeger a kol., 2008)

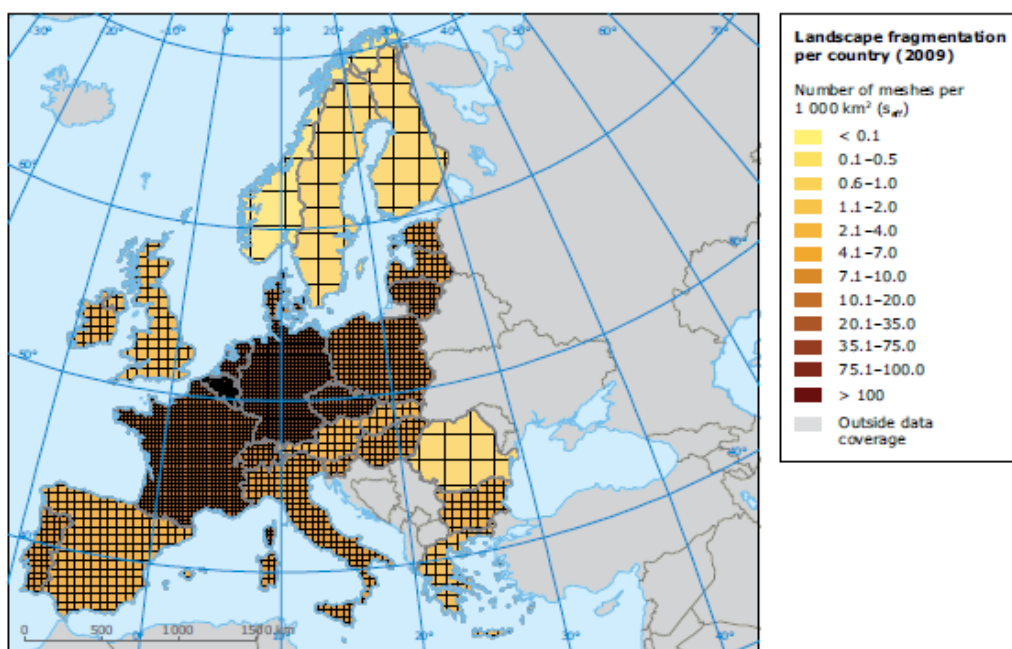
$$m_{\text{eff}} = A_t C = \frac{1}{A_t} \sum_{i=1}^n A_i^2$$

kde A_t je rozloha celého území (km^2), C je pravděpodobnost, že dva body náhodně umístěné do území nejsou odděleny bariérou, n je počet dílčích izolovaných ploch (Anděl a kol., 2010a).

Tato metoda je považována za vědecky podloženou a jasně definovanou (Jaeger a kol., 2008). Její výhodou je, že shrnuje informace o fragmentaci krajiny do jedné hodnoty, která může být snadno interpretována (Anděl a kol., 2010a). Evropská agentura pro životní prostředí (EEA) doporučila používat tuto metodu například při rozsáhlých analýzách míry fragmentace krajiny v Kanadě, Německu a v dalších zemích. Efektivní velikost oka se ukázala jako ideální indikátor především díky potvrzené spolehlivosti ve více nezávislých studiích (Jaeger a kol., 2008). Díky jasnému matematickému základu tohoto

ukazatele mohlo dojít k řadě jeho modifikací (Anděl a kol., 2010a). Postupně tak byly odstraňovány faktory negativně ovlivňující výpočetní hodnotu m_{eff} . Příkladem takové modifikace je zohlednění vlivu hraničních ploch (Moser a kol., 2007). Použití tohoto ukazatele v praxi si můžeme ukázat na mapě Evropy (Jaeger a kol., 2011).

Obrázek 2: Stupeň fragmentace krajiny s využitím efektivní velikosti oka

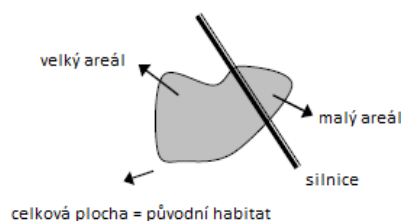


Zdroj: Jaeger a kol., 2011

Jiným ukazatelem stanovujícím číselný index fragmentace je fragmentation value (Woess a Grillmayer, 2002), který na základě jednoduchého výpočtu ukáže, na jak velké části byla plocha fragmentační bariérou rozdělena. Při počítání se vychází ze vzorce:

$$100 \% - \frac{(\text{velký areál} - \text{malý areál})}{\text{celková plocha}} * 100 \%$$

Obrázek 3: Ukazatel fragmentation value



Zdroj: Woess a Grillmayer, 2002

Výsledek nabývá hodnot v rozmezí 0-100, kdy výsledná hodnota 100 znamená rozdělení plochy na dvě stejná území. Vysoké hodnoty tohoto indexu jsou hodnoceny více negativně, protože znamenají značné zmenšení původní kontinuální plochy. Ohled by však měl být brán také na skutečnost, že i oddělení malé plochy může mít negativní vliv, pokud dojde k její úplné izolaci. Hodnota proto slouží jako orientační ukazatel, při jehož hodnocení bychom měli brát ohled i na další faktory (Woess a Grillmayer, 2002).

2.3 Fragmentační bariéry

Jako fragmentační bariéry označujeme liniové nebo plošné překážky bránící volnému pohybu v krajině a rozdělující ji na dílčí části. Tyto části nemohou být nadále z kvalitativního hlediska považovány za celek (Anděl a kol., 2010a; Anděl a kol., 2010b). Tyto bariéry jsou podle původu antropické a přírodní. Mezi přírodní bariéry řadíme například velké řeky a horská pásma. Přírodní bariéry nepředstavují zásadní problém, protože populace živočichů se vyvíjely již za jejich přítomnosti a jsou na ně adaptovány (Dufek a kol., 2000). Antropické fragmentační bariéry dělíme do dvou hlavních skupin (Anděl a kol., 2011):

- a) plošné (osídlení, vodní plochy, nevhodné biotopy, ploty a ohradníky)
- b) liniové (pozemní komunikace, železnice, vodní toky)

V současné době dochází k velkému rozvoji dopravních sítí i k rozsáhlým úpravám pozemků, proto dochází ke konfliktům mezi infrastrukturou a nenarušenou krajinou stále častěji (Seiler, 2001). Prvotním problémem je výstavba samotných sídelních, průmyslových a zemědělských komplexů ve volné krajině. V důsledku toho dochází k záborům půdy v okolí pro výstavbu dalších spojovacích prvků včetně komunikací. Toto celkově podporuje trend neustálého nárůstu intenzity dopravy, která je kromě samotného silničního tělesa, také podstatným fragmentačním faktorem (Anděl a kol., 2010a).

2.3.1 Plošné bariéry

Nejvýznamnější plošnou bariéru bránící živočichům volně se pohybovat v krajině představuje osídlení. Do kategorie plošných bariér spadají kromě sídel i další objekty antropogenní infrastruktury (průmyslové, zemědělské, těžební, komerční areály). Tyto objekty vytvářejí spolu s doplňkovými prvky (ploty, zemědělské objekty) kontinuální

zástavby. Hlavním problémem těchto bariér je v podstatě nevratný charakter, proto lze po jejich vzniku jen velmi těžko realizovat zprůchodnění (Anděl a kol., 2010b).

Zvláštní kategorii plošných bariér představují oplocené areály. Hodnocení těchto bariér je podle Anděla a kol. (2010b) obtížné, protože se jejich rozmístění může každoročně měnit. V případě plotů a ohradníků se navíc nejedná o bariéry, které by živočichové nemohli překonat. Vzhledem k rozsahům některých pastvin je však potřeba i tomuto fenoménu věnovat při zajišťování průchodnosti pozornost (Anděl a kol., 2010b).

Překážku pro živočichy mohou představovat i biotopy, které jsou z hlediska jejich ekologických nároků nevhodné. Tyto nároky se liší mezi druhy, ale i v rámci druhu v průběhu životního cyklu. Proto je přesná kategorizace těchto bariér obtížná (Anděl a kol., 2010b).

2.3.2 Liniové bariéry

Pozemní komunikace jsou pouze jedním z antropogenních stresorů, kterým jsou populace volně žijících živočichů vystaveny (Roedenbeck a kol., 2007). Svým liniovým a sítovým charakterem jsou významnou překážkou při pohybu živočichů z hlediska krátkých lokálních migrací i dálkových pohybů (Hlaváč, 2001). Dopravní stavby jsou považovány za nejvýznamnější fragmentační činitele především proto, že se jedná o bariéry, které zvířata nemohou obejít (Anděl a kol., 2005). Jejich účinek je považován za tak významný také proto, že z uvedených bariér patří mezi nejrychleji se rozvíjející. Například v zemích EU narostla mezi roky 1995-2005 délka silnic o 13 000 km. V budoucnosti se dá očekávat nejen nárůst nových silnic, ale i změna charakteru silnic stávajících. Plánované je navýšení podílu dálnic v silniční síti v rámci EU ze 49 % (2005) na 63 % do roku 2020 (Selva, 2011).

Bariérový efekt pozemních komunikací je dán podle Anděla a kol. (2010b) kombinací více faktorů:

- výběrem trasy nové komunikace
- technickým řešením stavby
- charakteristikou dopravního provozu

Dopravní infrastruktura mění charakter krajiny nejvíce v oblastech jejího rychlého rozvoje. Pozemní doprava se zejména v Evropě rozvíjí během posledních desetiletí mnohonásobně rychleji než za posledních 2000 let, a proto představuje v současné době tak významnou fragmentační bariéru (Jaeger a kol., 2008). Pro překonání této bariéry

je pro živočichy důležité kolísání intenzity dopravy, ke kterému dochází v závislosti na typu komunikace i v průběhu dne a noci (Anděl a kol., 2010b).

S ohledem na technické řešení představují nejvýznamnější bariéru silnice nejvyšších tříd. Pro tyto silnice je typická přítomnost středových svodidel, případně betonových bloků. Zvířata si nemusí těchto bariér při vstupu na vozovku všimnout, ale překonat je následně nemohou a jejich pokus o návrat zvýší pravděpodobnost střetu s vozidlem (Anděl a kol., 2011). Silnice můžeme rozdělit podle dělicího účinku. Toto rozdělení kategorizuje silnice podle celkového technického řešení a intenzity dopravy. Jednotlivé kategorie se od sebe také odlišují tím, jak působí na populace různých druhů živočichů (Hlaváč, 2001):

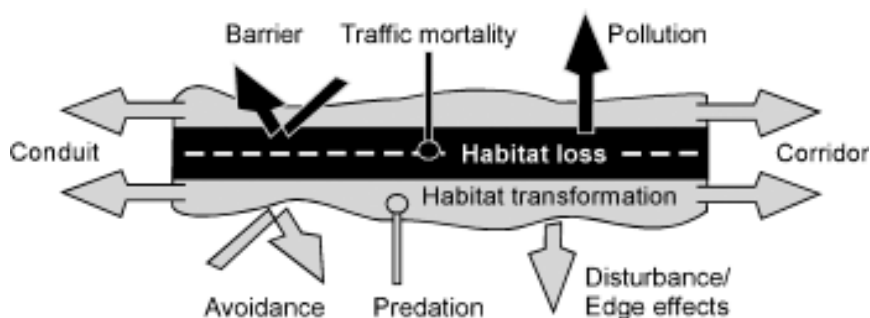
- silnice dálničního typu (v ČR dálnice a rychlostní komunikace)
- frekventované silnice klasického typu (většina silnic I. třídy)
- ostatní méně frekventované silnice

2.4 Důsledky fragmentace a ekologické dopady silnic

Pro biologickou rozmanitost je po celém světě největší hrozbou spolu s destrukcí a přeměnou biotopů také fragmentace rozsáhlých biotopů na menší části (Meffe in Watson, 2004). Přestože neexistuje mnoho studií, které by přímo porovnávaly vliv silnic a jiných fragmentačních bariér, je vliv silnic na fragmentaci krajiny bezpochyby nejvíce znatelný a také nejvíce studovaný (Crooks a kol., 2006). Poprvé byly dopady silnic a silničního provozu zkoumány v roce 1925 v Iowe, USA. K největšímu nárůstu počtu studií zabývajících se dopady dopravní infrastruktury na krajinu došlo v 90. letech. V souvislosti se zvýšeným zájmem o tuto problematiku byl v 80. letech zaveden nový pojem road ecology. Úkolem těchto výzkumů je kvantifikovat dopady silnic a dopravy s cílem minimalizovat a kompenzovat jejich negativní dopady na ekosystémy, společenstva i jednotlivé organismy (Van der Ree a kol., 2010).

Dopady fragmentace, silnic a dopravy můžeme dělit do kategorií dle různých kritérií. Jednotlivé kategorie jsou většinou propojené mezi sebou. Souhrnně tyto dopady zobrazuje schéma Seilera (2001).

Obrázek 4: Dopady silnic a dopravy



Zdroj: Seiler, 2001

2.4.1 Ztráta a rozdělení habitatů

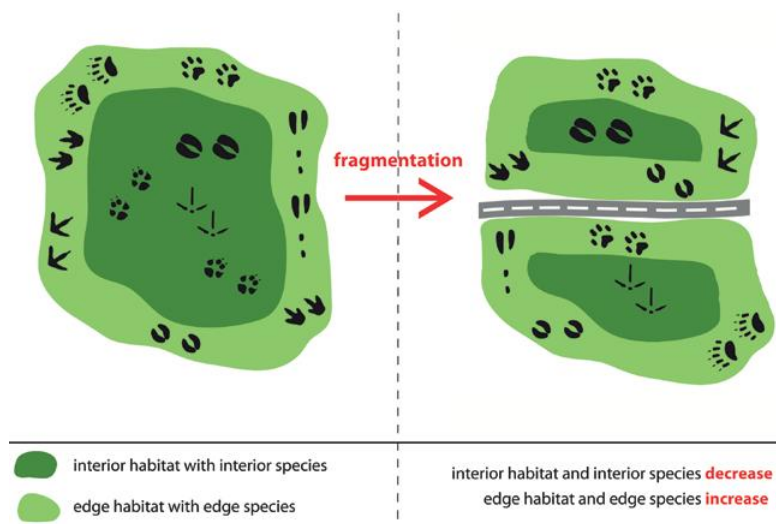
Za hlavní příčinu současného celosvětového snižování biodiverzity je považována ztráta habitatů (Eigenbrod a kol., 2008). Ztráta habitatů je proces úzce spjatý s procesem fragmentace (Bailey a kol., 2010). K zániku habitatů může docházet přímými zásahy – habitat je odstraněn vznikem fragmentační bariéry (především silnic spolu s doplňkovými prvky), nebo nepřímými zásahy, kdy k zániku habitatu dojde v důsledku znečištění způsobeného dopravou (Jaeger a kol., 2005). Uvádí se, že výstavba 1 km dálnice znamená zábor plochy o rozloze 10 ha. Plocha samotného zpevněného povrchu vozovky je menší. Jestliže však připočteme i všechny obslužné funkce (náspy silnic, parkoviště, čerpací stanice) je výsledná plocha mnohem větší (Seiler, 2001).

Lindenmayer a Fischer (2006) ve své knize upozorňují na to, že pojem ztráta habitatů je často používána jako synonymum ke ztrátě původního pokryvu. Ve většině případů je však nutné tyto procesy odlišovat, jinak by mohlo docházet k mylným závěrům.

Ztráty a degradace habitatů jsou úzce propojeny s procesem rozdělení habitatů a oddělit efekt těchto dvou procesů je velmi obtížné (Lindenmayer a Fischer, 2006). Eigenbrod a kol. (2008) ve své práci založené na výzkumu dokonce nedoporučuje bariérový efekt silnic a proces ztráty habitatů od sebe oddělovat. Oddělené hodnocení těchto dvou procesů podle něj vede k tomu, že není zvažováno rozmístění habitatů vzhledem k silnicím. Představeny jsou proto metody, které jsou na základě vymezení tzv. dostupných habitatů schopny předpovědět dopady silnic a ztráty habitatů.

Rozdělení habitatů má tři klíčové složky. Patří mezi ně ztráta původního habitatu, rozdělení habitatu na menší části a zvyšující se izolace jednotlivých stanovišť (Andrén, 1994). Propojení těchto složek můžeme vidět na obrázku od Jaegera a kol. (2005).

Obrázek 5: Důsledky rozdělení habitatů



Zdroj: Jaeger, 2011

Jak je z obrázku patrné, vlivem fragmentace se zvětšila délka hranic a došlo k nárůstu plochy okrajových biotopů. Díky vzniku těchto okrajových biotopů může docházet k řadě dalších procesů. Většinou dochází ke změně mikroklimatických podmínek, často také k ovlivnění distribuce a množství druhů obývajících původní biotopy (Lindenmayer a Fischer, 2006).

Rozdělením velkého habitatu vznikají menší populace, mezi kterými v případě přítomnosti nepropustné bariéry nemůže docházet k migraci jedinců. Malé populace se vyznačují větším kolísáním početnosti, což může vést až k vymření populace. Následná rekolonizace území pak může být znemožněna přítomností bariéry (Forman a Alexander, 1998). Nemožnost migrování jedinců mezi oddělenými stanovišti se může také negativně projevit na genetice populací. Může docházet k inbreedingu a ke snižování genetické diverzity (Watson, 2004). Bariéry mezi habitaty způsobují nejen nedostatek vhodných partnerů k rozmnožování, ale mohou se projevovat i nedostatkem dalších zdrojů, především potravy. Společně tyto faktory působí negativně na přetrvání populace (Jaeger a kol., 2005).

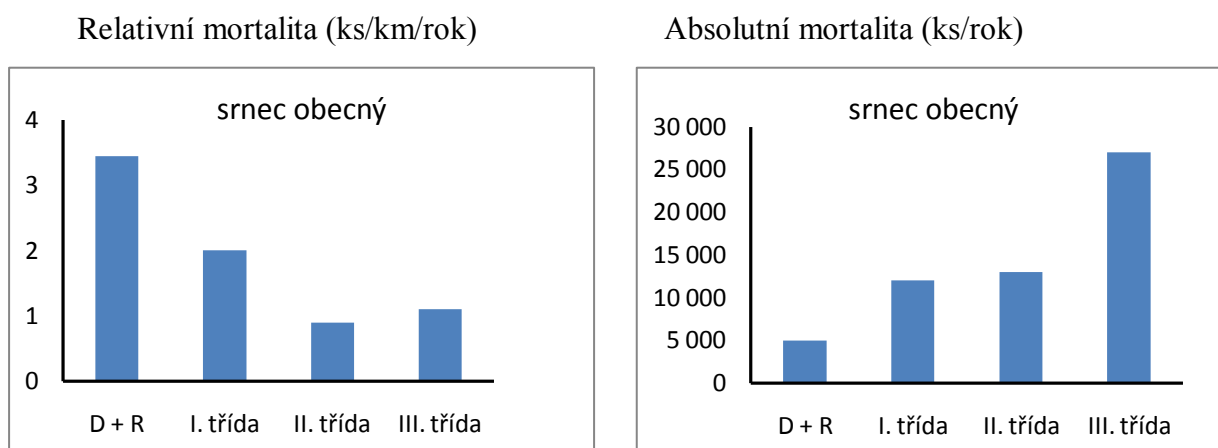
Negativní dopady fragmentace habitatů na populace živočichů i rostlin se špatně kvantifikují. Především proto, že se tyto účinky často projeví až po mnoha desetiletích, a to i v případě, že k dalším negativním vlivům fragmentace již nedocházelo

(Jaeger a kol., 2011). Jako vhodné metody ke kvantifikaci vlivu silnic na populace volně žijících živočichů se ukazují různé genetické metody. Potenciál těchto metod je veliký, stále však nepatří mezi běžně používané, přestože by finanční nákladnost v porovnání s ostatními metodami neměla být překážkou (Simmons a kol., 2006).

2.4.2 Mortalita

Nejviditelnějším vlivem dopravy na volně žijící druhy živočichů je mortalita na silnicích. Na základě výzkumu, který proběhl v ČR v letech 2007-2008 bylo ukázáno, jak se od sebe odlišuje mortalita na různých kategoriích silnic (Anděl a kol., 2011).

Graf 2: Mortalita srnce obecného na různých kategoriích silnic



Zdroj: Anděl a kol., 2011

Průměrná mortalita vztažená na 1 km délky dané kategorie komunikace byla nejvyšší u dálnic a rychlostních silnic. Když tento výsledek porovnáme s absolutními čísly usmrčených živočichů, mnohem vyšších hodnot dosahují silnice II. a III. tříd. Je to dáno tím, že zvířata se s komunikacemi nižších tříd dostávají do styku nejčastěji, protože tyto silnice tvoří v ČR 88 % celkové délky komunikací. Přestože tedy těžiště problematiky fragmentace krajiny leží na silnicích nejvyšších kategorií, z hlediska mortality fauny je třeba věnovat největší pozornost právě silnicím nižších tříd (Anděl a kol., 2011).

Jaký dopad bude mít na populaci úmrtnost jedinců na silnicích, záleží na mnoha faktorech. Obecně platí, že největší dopad bude mít úmrtnost na druhy vyskytující

se v malých izolovaných populacích, které obývají rozsáhlá území, po kterých migrují. Čím větší toto území bude, tím větší bude také pravděpodobnost, že živočichové narazí na silnici a dojde ke střetu s vozidlem. Protože v malé populaci je důležitý každý jedinec, může mít vyšší počet úmrtí fatální důsledky pro celou populaci (Seiler, 2001). Vzhledem k tomu, že nízké populační stavy jsou typické pro ohrožené druhy živočichů, je úmrtnost na silnicích u vzácných druhů považována za vážný problém (Alexander a Waters, 2000). To potvrzuje i výsledek studie ze Švýcarska. Bylo zjištěno, že největším problémem při ochraně ohrožených druhů je nejen samotná fragmentace, ale vzhledem k vysoké hustotě silniční sítě je podstatným faktorem také rostoucí úmrtnost na silnicích (Trocme, 2006b).

Nalezli bychom také živočichy, kteří mohou mít z úmrtí jiných živočichů na silnicích prospěch. Příkladem jsou některé druhy supů, u kterých byl pozorován častější výskyt podél silnic, kde se živili mršinami. Díky tomu, že se rychle dostanou z dosahu jedoucího vozidla, mohou z tohoto způsobu života těžit výhody (Fahring a Rytwinski, 2009).

2.4.3 Disturbance

Intenzivní doprava nepůsobí pouze jako fragmentační bariéra, ale také negativně ovlivňuje mnoha způsoby okolí silnic. Pro hodnocení vlivu dopravy na okolí byl zaveden pojem road effect zone, kterým se označuje vzdálenost od okraje silnice až po místo, kde ještě mohou být detekovány ekologické dopady (Van der Ree a kol., 2010). Rušivé a znečišťující faktory šířící se do okolí mohou nakonec přispět mnohem více ke ztrátě i degradaci přírodních stanovišť než samotný silniční objekt (Seiler, 2001). Šířka zóny ovlivněné dopravou záleží na více faktorech. Kromě samotné intenzity dopravy záleží také na typu krajinného pokryvu v okolí silničního objektu. Na základě studií bylo prokázáno, že se určité typy vegetačního pokryvu s některými disturbancemi vypořádávají rychleji a lépe než jiné (Forman a Deblinger, 2000). Šířka těchto zón se také liší v závislosti na posuzovaných druzích. Zatímco u některých druhů ptáků byl pozorován vliv disturbancí i ve vzdálenosti přes 2000 m, u obojživelníků byl pozorován vliv disturbancí pouze do vzdálenosti 35 m od silnice (Eigenbrod a kol., 2009).

Negativní vlivy silnic jsou dobře rozpoznatelné v zalesněných oblastech (Watson, 2004). V lesních ekosystémech můžeme disturbance pozorovat už při samotné výstavbě silničního tělesa. Vykácením stromů pro silniční koridor dojde k narušení mikroklimatu, což se negativně projeví na druhové skladbě fauny a flóry (Seiler, 2001).

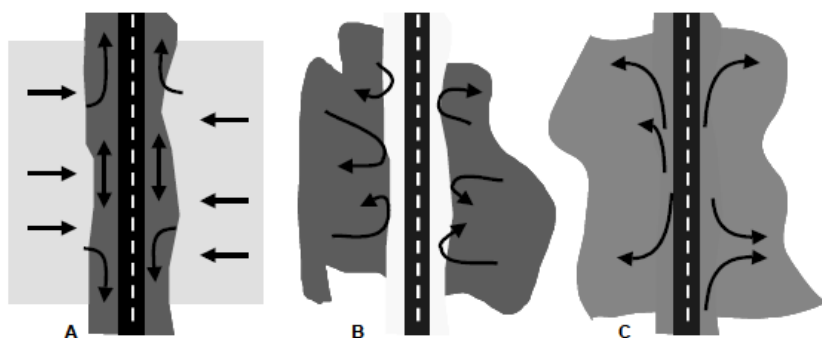
Mezi základní typy disturbancí řadíme hluk, osvětlení a chemické znečištění (Fahring a Rytwinski, 2009). Většina polutantů se hromadí v těsné blízkosti silnic, ale jsou zaznamenány případy, kdy byl prach z povrchu vozovky detekován i několik stovek metrů od zdroje. Takovým typem znečištění mohou trpět například mechorosty a lišejníky. Znečištění způsobují také posypové soli a výfukové plyny, které negativně působí na vegetaci i na kvalitu vody a půdy (Seiler, 2001).

Hluk působí negativně na živočichy vyskytující se nejen v těsné blízkosti silnice. Nejvíce působí na druhy, pro které jsou zvukové signály důležitou součástí komunikace například při obraně teritoria. Ohroženy jsou i druhy, které zvukovou komunikaci uplatňují při námluvách (Warren a kol., 2006). Nejčastěji jsou negativní vlivy hluku pozorovány u ptačích populací. Na základě studií bylo zjištěno, že některé populace v blízkosti silnic trpěly nižší reprodukcí a přežívaly kratší dobu. Zároveň byla pozorována nižší populační hustota v oblastech, kde hladina hluku překročila 40-50 dBA (Seiler, 2001).

2.4.4 Efekt komunikace jako koridoru

Silniční a dálniční objekty nepůsobí pouze jako bariéry (obr. B). Spolu s nejbližším okolím mohou fungovat jako koridory, kterými se organismy pohybují podél silnic. Také zde mohou vznikat habitaty vhodné pro stanovištně méně náročné organismy schopné vypořádat se s negativními vlivy dopravy (Andrews, 1990; Seiler, 2001). Jak tyto koridory fungují, znázorňuje schematicky Seiler (2001).

Obrázek 6: Silnice jako koridory



Zdroj: Seiler, 2001

Okraje silnic mohou sloužit jako koridory, kterými se organismy přesouvají podél silnic ke vzdálenějším habitatům (obr. A). Přesun organismů může být pasivní i aktivní. Příkladem pasivního pohybu může být přemísťování semen na autech i do vzdáleností přes 100 km. Aktivně se podél silnic mohou pohybovat zvířata naváděná oplocením ke vzdálenějším koridorům (Seiler, 2001), ale také zvířata, která mají nižší schopnost šíření na delší vzdálenosti a využívají vhodné okraje jako dočasná stanoviště při cestě do nových habitatů (Vermeulen a Opdam, 1995). Využívání okrajů silnic jako dočasných stanovišť bylo zkoumáno u členovců (*Arthropoda*), kteří se nemohou šířit létáním. Bylo zjištěno, že pokud má okraj silnic sloužit těmto živočichům jako koridor pro pohyb na větší vzdálenost, musí být splněny určité požadavky. Jako nejdůležitější se ukázala dostatečná šířka okrajových stanovišť s vhodným pokryvem, ale také schopnost populace vyrovnávat se cestou se ztrátami. V případě, že byly tyto požadavky splněny, mohly být tyto koridory považovány za účinná opatření zmírňující dopady fragmentace (Vermeulen a Opdam, 1995). Ostatní zvířata, například malí savci (Andrews, 1990), mohou těmito koridory dosáhnout hledaných stanovišť, ale cestou se musí vypořádat s určitými riziky. Nebezpečím je zvýšená mortalita, kterou pohyb u silnic přináší, ale také zvýšená predace, neboť oběti dopravy přitahují mnohé masožravce (Seiler, 2001).

Využívání nejbližšího okolí silnice jako habitatu poskytující různé zdroje ukazuje obrázek C. O tom, jestli vůbec bude moci být přilehlé okolí využito, rozhoduje především typ vegetačních úprav. Díky vhodným úpravám mohou i v těsné blízkosti silnic vznikat habitaty, které v okolní krajině chybí. Přesto tyto habitaty nemohou dosahovat takových ekologických hodnot, jako ty vzdálenější od dopravní infrastruktury (Seiler, 2001). Vhodné může být vysázení stromů a keřů podél silnic. Minimalizuje se nejen šíření hluku a znečišťujících prvků, ale vegetace zároveň poskytuje úkryty například ptákům nebo malým savcům (Seiler, 2001). V závislosti na místních podmínkách může být vhodné obnovit původní vegetační pokryv. Příkladem je výzkum z Iowy, jehož cílem bylo zjistit, jak se projeví obnovení prérijního pokryvu v těsné blízkosti silnic na populacích motýlů. Bylo vytvořeno a mapováno 12 oddělených oblastí, ve kterých byl monokulturní pokryv nahrazen druhy typickými pro místní prerie. V upravených areálech byl poté pozorován dvojnásobný počet stanoviště náročných druhů i celkový nárůst počtu jedinců (Ries, 2001).

Při vegetačních úpravách okrajů silnic je podle Seilera (2001) nutné ještě zvažovat nebezpečí vzniku ekologických pastí. Takovéto habitaty mohou vypadat jako příznivá stanoviště, ale ve skutečnosti jsou v nich skryty náklady v podobě vysoké úmrtnosti jedinců, takže ve výsledku tyto stanoviště více druhů zabíjí, než podporují.

2.5 Legislativní nástroje a problematika fragmentace krajiny

Základním legislativním nástrojem pro ochranu přírody a krajiny v České republice je zákon č. 114/1992 Sb. s navazujícími předpisy (Anděl a kol., 2011). Na základě tohoto zákona dochází při územním plánování k posuzování záměru z hlediska ochrany přírody. Zákon obsahuje nástroje pro ochranu druhů i jejich biotopů. Mezi nástroje využitelné k ochraně celistvosti patří (Anděl a kol., 2005):

- zvláště chráněná území (včetně NATURA 2000)
- územní systém ekologické stability (ÚSES)
- krajinné památkové zóny
- územní plánování
- nefragmentované oblasti

Samotným pojmem fragmentace krajiny a přímým řešením této problematiky se však zákon o ochraně přírody a krajiny nezabývá, přestože se fragmentace prolíná do všech činností ovlivňujících krajinnou strukturu. Bylo by vhodné tuto mezeru v legislativě doplnit a začlenit fragmentaci krajiny do skupiny environmentálních faktorů jako povinné hledisko pro všechny koncepce týkající se územního plánování a rozvoje dopravní i sídelní infrastruktury (Anděl a kol., 2005; Anděl a kol., 2010a).

Při územním plánování musí být podle zákona č. 70/1975 Sb. (stavební zákon) hodnocení fragmentace krajiny součástí všech plánovacích materiálů (Anděl a kol., 2005). V případě územního plánování se však v této souvislosti jedná až o ochranu samotných propojovacích prvků (Anděl a kol., 2010a). Při řešení této problematiky je používán nástroj ÚSES, který je zaměřen na ochranu propojovacích prvků (Anděl a kol., 2011). Projekty a plány ÚSES jsou legislativně provázány s územním plánováním, což by mělo zajišťovat ochranu jednotlivých prvků do budoucna (Anděl a kol., 2010a). Problémem však je, že například přerušení koridoru není v rozporu s oficiální metodikou ÚSES. Dalším problémem je skutečnost, že zajištění dostatečné průchodnosti dopravní sítě je pouze jedním krokem z hlediska dosažení migrační prostupnosti krajiny. V praxi tak může nastat situace, že je v rámci územního plánování schválena výstavba na pozemcích v okolí vybudovaných migračních objektů. Tyto stavby pak mohou omezit, nebo vyloučit funkčnost vybudovaného objektu (Hlaváč, 2001).

Na nedostatky v právní oblasti poukazuje také Selva (2011), která analyzovala evropské právní nástroje týkající se problematiky fragmentace. Zjistila, že většina zákonů je zaměřena na ochranu prostupnosti krajiny, celistvosti ekosystémů a ekosystémových procesů. Přesto není dostatečná pozornost věnována ochraně oblastí dosud nefragmentovaných dopravou. Tento poznatek potvrdila i případová studie z Německa. Bylo zjištěno, že velká část oblastí chráněných v rámci NATURA 2000 je značně fragmentována. Oproti tomu až 75 % oblastí s nízkou intenzitou dopravy a nižší mírou fragmentace leží nechráněných mimo tuto síť. Proto by podle Selvy (2011) mělo být více právních nástrojů zaměřeno na ochranu dosud nenarušených území, protože služby těchto dobře fungujících ekosystémů jsou nenahraditelné.

3. Prostupnost krajiny

Všechny organismy potřebují k životu specifické habitaty, které se liší svojí velikostí v závislosti na ekologii druhu. Tyto habitaty mohou být vlivem lidské činnosti rozděleny, nebo zcela zničeny. To může mít pro mnohé druhy negativní důsledky (Bloemmen a kol., 2004), a proto je důležité udržovat konektivitu mezi habitaty (Crist, 2004). Konektivitou habitatů označovanou jako strukturní konektivita rozumíme fyzické propojení oddělených částí habitatů (Crooks a kol., 2006). Pokud tedy mluvíme o strukturní konektivitě, jedná se o prostorové uspořádání částí habitatů v krajině (Baguette a Van Dyck, 2007). Jinak je chápána konektivita funkční, která bere ohled na behaviorální odpovědi organismů na jednotlivé krajinné elementy (Tischendorf a Fahring, 2000) a závisí na tom, jak je chování šířících se organismů těmito elementy ovlivněno (Baguette a Van Dyck, 2007). Funkční konektivitou proto můžeme rozumět prostupnost krajiny pro živočichy. Je zřejmé, že funkční a strukturní konektivita jsou spolu úzce propojené, neboť vhodným propojením habitatů lze dosáhnout potřebné prostupnosti krajiny pro živočichy, která bude udržovat procesy životně důležité pro přežívání populací (Crist, 2004; Singleton a kol. 2002).

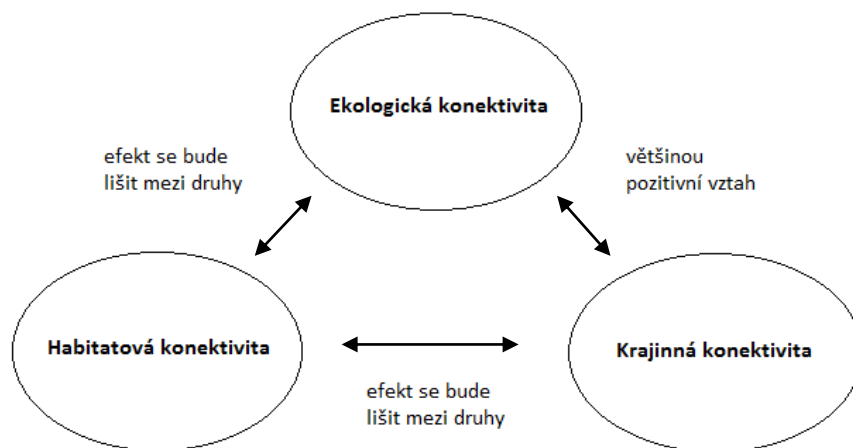
3.1 Konektivita krajiny

Konektivita krajiny v původním významu znamenala, do jaké míry krajina usnadňuje či ztěžuje pohyb zdrojů mezi jednotlivými areály (Crooks a kol., 2006). Podle Tischendorfa a Fahringa (2000) byl pojem konektivita krajiny zaveden při určování pohybu živočichů pro zdůraznění interakce mezi vlastnostmi druhů a krajinnou strukturou. Podle Crookse a kol. (2006) však konektivita krajiny ve smyslu propojení habitatů ignoruje nároky organismů a popisuje pouze fyzické vztahy mezi habitaty.

Jiný pohled na konektivitu krajiny představují Lindenmayer a Fischer (2006), kteří ji klasifikují do tří kategorií na konektivitu krajinnou, habitatovou a ekologickou. Krajinná konektivita představuje propojenost různých typů vegetačního pokryvu z lidské perspektivy. Habitatová konektivita znamená propojení vhodných habitatů pro konkrétní druhy živočichů. Nejsložitější procesy zahrnuje ekologická konektivita, do které patří ekologické procesy různých úrovní a měřítek. Všechny tyto kategorie konektivit jsou vzájemně propojené a mohou se mezi sebou ovlivňovat. Vztahy mezi nimi mohou být různého charakteru. Jaký

efekt může mít zlepšení jednoho typu konektivity na jiný, ukazuje následující schéma (Lindenmayer a Fischer, 2006).

Obrázek 7: Ekologická konektivita



Zdroj: Lindenmayer a Fischer, 2006; vlastní úprava

3.2 Prostupnost krajiny pro volně žijící živočichy

Pro ochranu divoce žijících populací živočichů je potřebné zajistit prostupnost krajiny. Ta umožňuje migrace mezi populacemi a hraje tak důležitou roli z hlediska genetické výměny (Jaeger a kol., 2006; Trocme, 2006a). Prostupnost krajiny a migrace mezi populacemi jsou v současné době nejvíce ovlivněny rozmístěním fragmentačních bariér, především silnic a dálnic. Ke zmírnění vlivu těchto struktur jsou konstruovány migrační objekty umožňující živočichům volný pohyb skrze bariéry. Pokud jsou tyto objekty vhodně konstruované a umístěné, mohou značně napomáhat k obnovení prostupnosti terénu (Jaeger a kol., 2006). Podle Jaegera a kol. (2005b) rozumíme pod pojmem prostupnost takové umístění přechodových struktur, které bude umožňovat všem druhům volný průchod skrze fragmentační bariéry.

Projektování a konstrukce přechodových struktur se značně rozšířila především v Evropě (Trocme a kol., 2002), neboť zde na mnohých místech dosahuje stupeň fragmentace vysokých hodnot (Jaeger a kol., 2011). Některé státy (například Francie, Nizozemí a Švýcarsko) vypracovaly společně pokyny pro projektování přechodů pro organismy, ve kterých stanovily minimální požadavky na migrační objekty. Přesto se prováděná opatření

mezi zeměmi značně liší v závislosti na místních podmínkách (Trocme a kol., 2002). V České republice nebyly dosud jasné formulovány přesné požadavky na opatření zmírňující bariérový efekt frekventovaných komunikací (Dufek a kol., 2000). Při realizaci migračních objektů se vychází z kombinace řady technických a ekologických parametrů, aby bylo dosaženo požadovaného kompenzačního efektu (Anděl a kol., 2011).

3.3 Ekologické sítě

Ekologické sítě se podílejí na ochraně přírody z lokálního i globálního hlediska a slouží jako nástroje na ochranu prostupnosti krajiny (Bloemmen a kol., 2004). Ekologické sítě často přesahují hranice států, proto je z hlediska účinné ochrany biodiverzity potřebná mezinárodní spolupráce. Příkladem takové spolupráce bylo například vytvoření Pan-evropské ekologické sítě (PEEN) v roce 1995 (Van der Sluis a kol., 2004).

Sítě jsou tvořeny jádrovými oblastmi a propojovacími prvky – koridory (Bloemmen a kol., 2004). Koridory usnadňují šíření organismů mezi fragmentovanými habitaty a izolovanými populacemi (Van der Sluis a kol., 2004; Rosenberg a kol., 1997) a v závislosti na svém charakteru se různou měrou podílejí na konektivitě krajiny (Tischendorf a Fahring, 2000). Tischendorf a Fahring (2000) popisují biologické koridory jako *„úzké nepřerušené pruhy habitatů, které strukturně propojují dvě oddělené části habitatů“*. Tyto lineární habitaty vedou prostředím odlišného charakteru a *„propojují dvě nebo více částí habitatu, které jsou důležité z hlediska udržení či zlepšení životaschopnosti populací zvířat ve volné přírodě“* (Beier a Noss, 1998). Koridory slouží většině organismů pouze jako propojovací struktury, v jejich částech dochází k rozmnožování spíše výjimečně, a proto zde nenalezneme organismy ve všech fázích životního cyklu (Rosenberg a kol., 1997). Podle charakteru pohybu v koridoru rozlišuje Van der Sluis a kol. (2004) následující kategorie koridorů:

- a) docházkové koridory – pravidelné pohyby na krátkou vzdálenost mezi místem odpočinku/rozmnožování do oblastí s potravou
- b) migrační koridory – pohyby sezónního charakteru
- c) disperzní koridory – přesuny obvykle jednosměrné, většinou se týkají mláďat opouštějících rodiště

Koridory mohou sloužit jako účinné nástroje pro podporu konektivity krajiny v oblastech, kde byla struktura krajiny pozměněna a neposkytuje vhodné podmínky původním druhům. Klíčový význam mohou mít koridory také pro stanovištně specializované druhy a pro druhy závislé na nenarušených stanovištích (Bennet, 2003). Koridory však mohou podle Nosse (1987) přinášet i potenciální nebezpečí. Mohou přispívat k šíření nemocí i nežádoucích druhů mezi habitaty. Snadnější migrace jedinců může také vést ke snižování genetické variability mezi populacemi.

Jádrové oblasti ekologických sítí, označované také jako biocentra, jsou ekologicky významné oblasti. Tyto oblasti představují „ostrovy“ hodnotnějších oblastí v nehostinné krajině a umožňují trvalou existenci druhů a společenstev přirozeného genofondu krajiny (Anděl a kol., 2011).

3.4 Migrační objekty

Migračními objekty, které jsou obecně označovány podle Hlaváče a kol. (2001) jako průchody, rozumíme nejen vlastní stavbu. Za jejich součást jsou považovány i navazující objekty a úpravy, které jsou se stavebním projektem funkčně propojené (Anděl a kol., 2011). V současné době je kladen důraz na spolupráci projektantů a ekologů při přípravě projektu, neboť dochází ke střetu složky biotické i antropogenní a obě by měly být zvažovány se stejnou důležitostí. Nezbytný je také individuální přístup ke každému projektu (Anděl a kol., 2006). V ideálním případě by měly být migrační objekty designovány a situovány tak, aby zvířata jejich využívání preferovala před přecházením vozovky samotné (Hardy a kol., 2007).

V Evropě si lidé poprvé v 60. letech začali uvědomovat, že silnice vytvářejí značné překážky pro volně žijící živočichy. První přechody pro zvěř vznikly v 60. letech ve Francii, Lucembursku a Nizozemí (Corlatti a kol., 2009). Jedna z prvních zpráv, která obsahovala technická doporučení, jak pomáhat zvěři v překonávání této bariéry, byla publikována v roce 1978 ve Francii. Později se však ukázalo, že první migrační objekty byly většinou poddimenzované, nedosahovaly potřebných rozměrů a postupně byly shledány neefektivními, a to zejména pro velkou zvěř (Trocme, 2006a).

3.4.1 Lokalizace kompenzačních opatření

Volně žijící živočichové nepřechází silnice náhodně. Při rozhodování, kam budou umístěny migrační objekty, by mělo být zvažováno, že zvířata migrují za různými účely a v různých intervalech. Nejčastěji vykonávají pohyby na delší vzdálenost za účelem vyhledání potravy, úkrytu, vhodného habitu či reprodukce. Charakter těchto pohybů se mění v závislosti na denní době a části sezóny (Hardy a kol., 2007).

Při rozhodování, kam vhodně umístit průchody, pomáhají různé typy modelů a studií. Je doporučeno při stanovování vhodné lokace kombinovat různé přístupy, aby bylo dosaženo co nejlepšího výsledku. Podle Hardyho a kol. (2007) je vhodné kombinovat modelování v geografických informačních systémech (GIS) se znaleckými posudky i druhově specifickými studiemi. Do projektů by také měla být zahrnována data o místech, kde dochází nejčastěji ke kolizím, a data o úmrtnosti živočichů na silnicích. K určování míst s největší úmrtností a největším potenciálem ke střetům je používána řada technik, které se dají aplikovat od lokální úrovně až po úroveň státní (Bissonette a kol., 2007).

V České republice je pro lokalizaci migračních objektů doporučováno používat teorii migračního potenciálu. Tato modelová veličina vyjadřuje pravděpodobnost, že bude daný profil umožňovat živočichům migrovat (Anděl a kol., 2011; Hlaváč a kol., 2001). Při určování migračního potenciálu jsou zvažovány složky ekologické i technické a výsledná hodnota je dána jejich kombinací. Hodnoty migračního potenciálu jsou kategorizovány a podle příslušnosti výsledné hodnoty ke konkrétní kategorii je určena míra funkčnosti daného profilu (Hlaváč a kol., 2001). Za funkční je považován takový profil, který je živočichy využíván a umožní jim bezpečné překonání pozemní komunikace (Anděl a kol., 2006). Za přednosti této metodiky je označováno rovnocenné hodnocení složek ekologických a technických. Výhodou je i možnost využití tohoto parametru pro optimalizaci ekonomických nákladů při realizaci migračních objektů (Hlaváč a kol., 2001). Tato metodika má však podle Žáka a Bocka (2010) i několik nedostatků, mezi které patří například kategorizace živočichů na základě podobných vlastností ve vztahu k migraci. Na odlišné chování v rámci taxonomické skupiny se však již nepřihlíží. Také výpočet rušivých vlivů ve složce ekologického migračního potenciálu není podle Žáka a Bocka (2010) prováděn vhodně. Do výpočtu se zahrnují rušivé vlivy před zahájením výstavby komunikace, nikoli až po její výstavbě, kdy by výsledky lépe předpovídaly funkčnost do budoucna.

3.4.2 Technické provedení a využívání objektů

Designování migračních objektů se ukazuje stejně důležité, jako jejich lokalizace. Je však obtížné vytvořit takový objekt, který by byl vhodný pro všechny druhy živočichů. Proto je při výstavbě těchto objektů nutné zvažovat preference a nároky konkrétních druhů živočichů, pro které je daný objekt především určen (Hardy a kol., 2007). Stejně důležitá je i vazba na stanovištní podmínky. Ukazuje se, že objekty vybudované pro konkrétní druh v určité oblasti nemusí být stejně účinné pro stejný druh na odlišném stanovišti (Trocme, 2006a).

Využívání migračních objektů ovlivňuje řada parametrů, na které by nemělo být při výstavbě zapomínáno. Mezi ty nejdůležitější patří rozměry, charakter vegetačního pokryvu a začlenění objektu do okolí, ochrana proti rušivým vlivům komunikace a přístupnost (Anděl a kol., 2011; Hardy a kol., 2007). Vhodnou kombinací těchto parametrů se dá docílit vysoké účinnosti migračních objektů.

Mezi nejčastěji realizované objekty patří přechody pro středně velké a velké savce. Je to dáno především skutečností, že právě tyto druhy savců obývají rozsáhlá území při relativně malém počtu jedinců, a proto je pro ně úspěšné překonání bariéry tak důležité (Hlaváč a kol., 2001). Zda bude daný objekt využíván, rozhoduje v případě velkých savců nejvíce rozměr stavby (Anděl a kol., 2006). Důležitost patřičných rozměrů potvrzují i studie, které ověřovaly účinnost migračních objektů pro velké savce. Ukázalo se, že ideální funkčnost objektů zajišťovala šířka 40-50 metrů (Renard a kol., 2008; Van Wieren a Worm, 2001), nicméně už i objekty široké alespoň 20 metrů byly většími druhy savců využívány (Olsson a Widen, 2008; Mata a kol., 2008). Na základě terénního průzkumu sestavil Hlaváč a kol. (2001) tabulku, která ukazuje, jak šířka ovlivňuje pravděpodobnost využívání objektu některými našimi velkými savci.

Tabulka 1: Pravděpodobnosti využívání mostů v závislosti na rozměrových parametrech

%	Popis	Srnc		Prase		Jelen	
		I	příklad	I	příklad	I	příklad
80 - 100	Ideální stav	nad 30	60 x 15:30	nad 30	60 x 5:30	nad 40	80 x 15:30
60 - 80	Praktické optimum	7 - 30	30 x 7:30	7 - 30	30 x 7:30	8 - 40	30 x 8:30
40 - 60	Průměr	1,5 - 7	15 x 3:30	2 - 7	20 x 3:30	4 - 8	30 x 4:30
20 - 40	Praktické minimum	0,65 - 1,5	9 x 2,2:30	1 - 2	10 x 3:30	1,7 - 4	10 x 5:30
0 - 20	Nefunkční stav	do 0,65		do 1,0		do 1,7	

% - pravděpodobnostní vyjádření uživanosti mostu podle parametrů průchodu (odpovídá technickému migračnímu potenciálu)

I - index vyjadřující šířku podchodu násobenou jeho výškou a dělené délkou ($\text{š} \times \text{v} / \text{d}$)

Zdroj: Hlaváč a kol., 2001

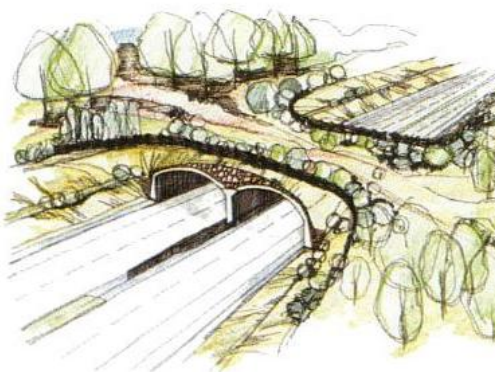
3.4.2.1 Nadchody

Nadchody jsou objekty budované nad úrovní dopravy (Anděl a kol., 2011). Některé z těchto objektů mají primárně sloužit jako krajinné konektory a zajišťovat horizontální ekologické toky v krajině (Glista a kol., 2009). Tyto nadchody určené speciálně k propojení přírodních stanovišť a migraci živočichů nazýváme ekodukty (Hlaváč a kol., 2001). Podle Anděla a kol. (2011) je však větší část přechodů víceúčelového charakteru. Pro tyto přechody je charakteristická přítomnost nepevněné cesty nebo lokální komunikace a pruhů zeleně poskytující úkryt živočichům. Víceúčelové nadchody slouží spíše k přechodům menších živočichů a nemohou být alternativou speciálních nadchodů (ekoduktů). Pokud je jich však postaveno dostatečné množství, mohou se projevit pozitivně na celkové průchodnosti komunikací (Anděl a kol., 2006; Trocmé, 2006a). Přínos takovýchto objektů potvrzuje například studie z jihozápadního Švédska, kde bylo zjištěno, že výstavbou přechodových struktur se snížila frekvence přecházení silnice živočichy o více než 60 %. Tato skutečnost snížila úmrtnost živočichů na silnicích a zároveň zvýšila bezpečnost provozu na daném úseku (Olsson a Widen, 2008).

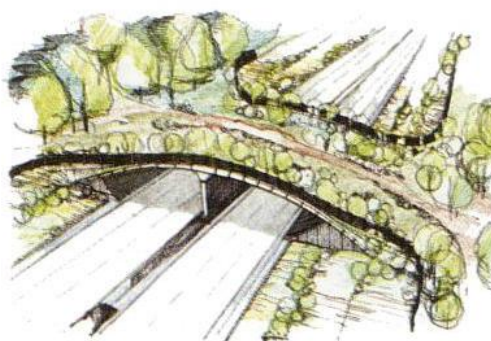
Technické provedení objektů závisí na tom, pro jaké účely je daný objekt konstruován, a na možnostech vzhledem k okolnímu terénu. Nejčastější typy konstrukcí nadchodů ukazují následující kresby.

Obrázek 8: Hlavní konstrukční typy ekoduktů

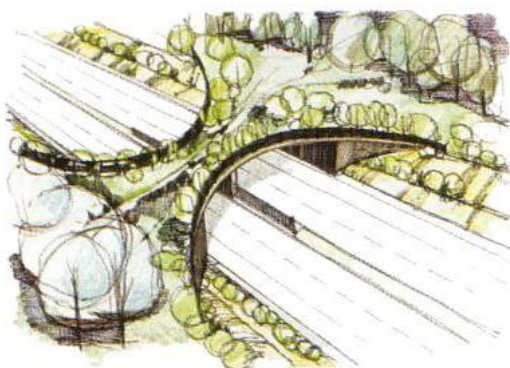
a) tunelovitý



b) klenutý



c) hyperbolický



Zdroj: Hlaváč a kol., 2001

V hlubokých zářezech se nejčastěji používá typ tunelovitého tvaru (a), v rovinném terénu typ klenutý (b). Hyperbolický půdorys (c) je doporučeno používat u přechodů s nižší středovou šířkou. Úzký rozměr objektu by mohl některé živočichy odradit, ale pokud je vytvořen dostatečně velký prostor na okrajích, živočich se nebude cítit tolik ohrožen a spíše bariéru překoná (Anděl a kol., 2006; Anděl a kol., 2011). Volbou vhodné tvaru lze také podpořit přechod konkrétních druhů živočichů. Podle studie Clevengera a Waltha (2005) například hyperbolický tvar přechodu vyhovuje druhům jako je medvěd grizzly, vlk, los nebo jelen. Naopak uzavřenější okraje přechodů preferuje medvěd baribal a puma.

Podle Glisty a kol. (2009) se tvar a rozměr objektu liší také v závislosti na tom, zda se jedná o přechodové struktury určené primárně živočichům, nebo zda jsou mosty určené především k propojení krajinných struktur. V druhém případě mohou dosahovat objekty šířky u okrajů až 200 m, aby byla zajištěna co největší návaznost.

Významným faktorem ovlivňujícím využívání nadchodů je úprava plochy objektů (Anděl a kol., 2011). Pestrý vegetační pokryv a přítomnost úkrytů či kamenů na přechodech poskytuje útočiště malým savcům a bezobratlým živočichům. Studie ukazují, že na takto upravených objektech je přítomno více druhů živočichů a i celkový počet organismů je vyšší (Trocme, 2006a; Van Wieren a Worm, 2001).

Nadchody a podchody jsou podle Hlaváče a kol. (2001) srovnatelně funkční, pokud jsou technicky správně řešeny. Studie ze Španělska však ukazuje, že některé druhy mohou preferovat nadchody. Při rozsáhlých pozorováních bylo zjištěno, že určité druhy jsou ochotny urazit i značnou vzdálenost, než nadchodu dosáhnou. Tato studie jen potvrzuje zjištění, že s ohledem na konkrétní druhy živočichů může vhodně zvolený typ migračního objektu výrazně přispět k migrování mezi oddělenými segmenty (Mata a kol., 2008).

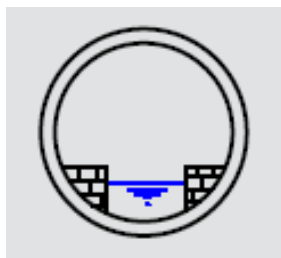
3.4.2.2 Podchody

Do kategorie podchodů řadíme všechny objekty, kde pohyb živočichů probíhá pod úrovní dopravy (Anděl a kol., 2006). Podchody se dle charakteru objektu dělí na propustky a mosty (Glista a kol., 2009).

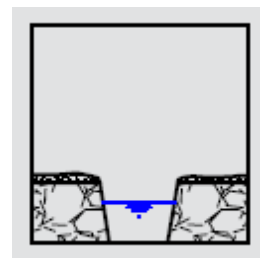
Propustky jsou často využívány živočichy, přestože jejich výstavba byla určena primárně jinému účelu (např. průtoku potoka či srážkové vody). Pokud jsou však propustky designovány již s účelem sloužit také živočichům, dosahují tyto objekty mnohem vyšší účinnosti (Ng a kol., 2004). Podle průřezu rozlišuje Anděl a kol. (2011) propustky trubní (obr. a) a propustky rámové (obr. b).

Obrázek 9: Propustky

a) trubní



b) rámové



Zdroj: Anděl a kol., 2011

U propustků stejně jako u mostů protékaných vodou je nejdůležitější vytvořit po stranách umělé cesty v dostatečné výšce, aby i při zvýšené hladině vody nedošlo k jejich zatopení a živočichové tak měli zajištěný průchod suchou částí. V případě trvalého průtoku vody propustkem je doporučeno zachovávat přirozený charakter dna. Z tohoto hlediska se jeví jako vhodnější rámové propustky, kde tvar dna umožňuje usazování plavenin, a proto působí přirozeněji (Anděl a kol., 2011). Propustky představují objekty, které jsou určeny živočichům menších rozměrů a většinou nejsou primárně určeny konkrétnímu druhu (Glista a kol., 2009). Výjimku představují propustky určené obojživelníkům. S ohledem na specifické chování obojživelníků představuje výstavba těchto objektů klíčové opatření na jejich podporu (Trocme, 2006a).

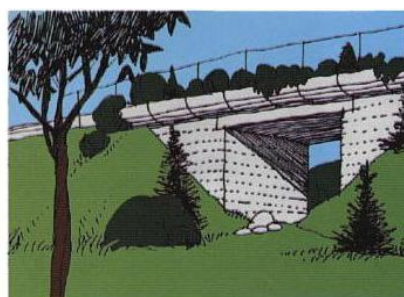
Druhou kategorií podchodů představují mosty. Tyto objekty jsou konstruovány na trasách silnic především s účelem překonat vodní plochy, údolí, terénní deprese aj. Na základě konstrukčního řešení dělí Anděl a kol. (2006) mosty na velké (přirozené), speciální (určené pouze k migraci živočichů) a víceúčelové.

Obrázek 10: Mosty

a) velký



b) speciální



Zdroj: Hlaváč a kol., 2001

Velké mosty poskytují dostatek prostoru pro pohyb i velkých živočichů a oproti jiným objektům se zde přirozené podmínky vytvářejí snadněji (Glista a kol., 2009; Abson a Lawrence, 2003). Studie velkého přirozeného mostu v Austrálii ukázala, že vhodnými úpravami podmostí lze dosáhnout vysoké rozmanitosti druhů obývajících a využívajících vzniklý prostor. Podmostí bylo upraveno tak, aby se co nejvíce podobalo okolí, a to především z hlediska druhového složení vegetace. Tyto podmínky vedly k tomu, že bylo podmostí využíváno téměř stejně širokým spektrem živočichů, jako se nacházelo v okolí mostu (Abson a Lawrence, 2003). Napojení na okolní prostředí je považováno za nejdůležitější faktor ovlivňující účinnost mostů. Funkčního napojení lze dosáhnout

vysázením vegetace, volbou vhodného substrátu i umístěním úkrytů pro menší živočichy (Austin a Garland, 2001; Ng a kol., 2004). Umísťování úkrytů do podmostí se ukazuje jako důležité především u mostů speciálních a víceúčelových, kde je podmostí uzavřenějšího charakteru. Některé šelmy mohou tyto objekty využívat k lovu, protože možnosti úniku kořisti jsou zde více omezené. Pokud zde tedy kořist nemůže nalézt úkryt před případnými predátory, bude se pravděpodobně takovým objektům vyhýbat (Glista a kol., 2009). Důležitým parametrem jsou také dostatečné světelné podmínky v podchodu. Bylo zjištěno, že u objektů s nedostatečným množstvím světla může být výrazně snížena jejich funkčnost, přestože ve všech jiných ohledech představují vhodné podchody (Austin a Garland, 2001).

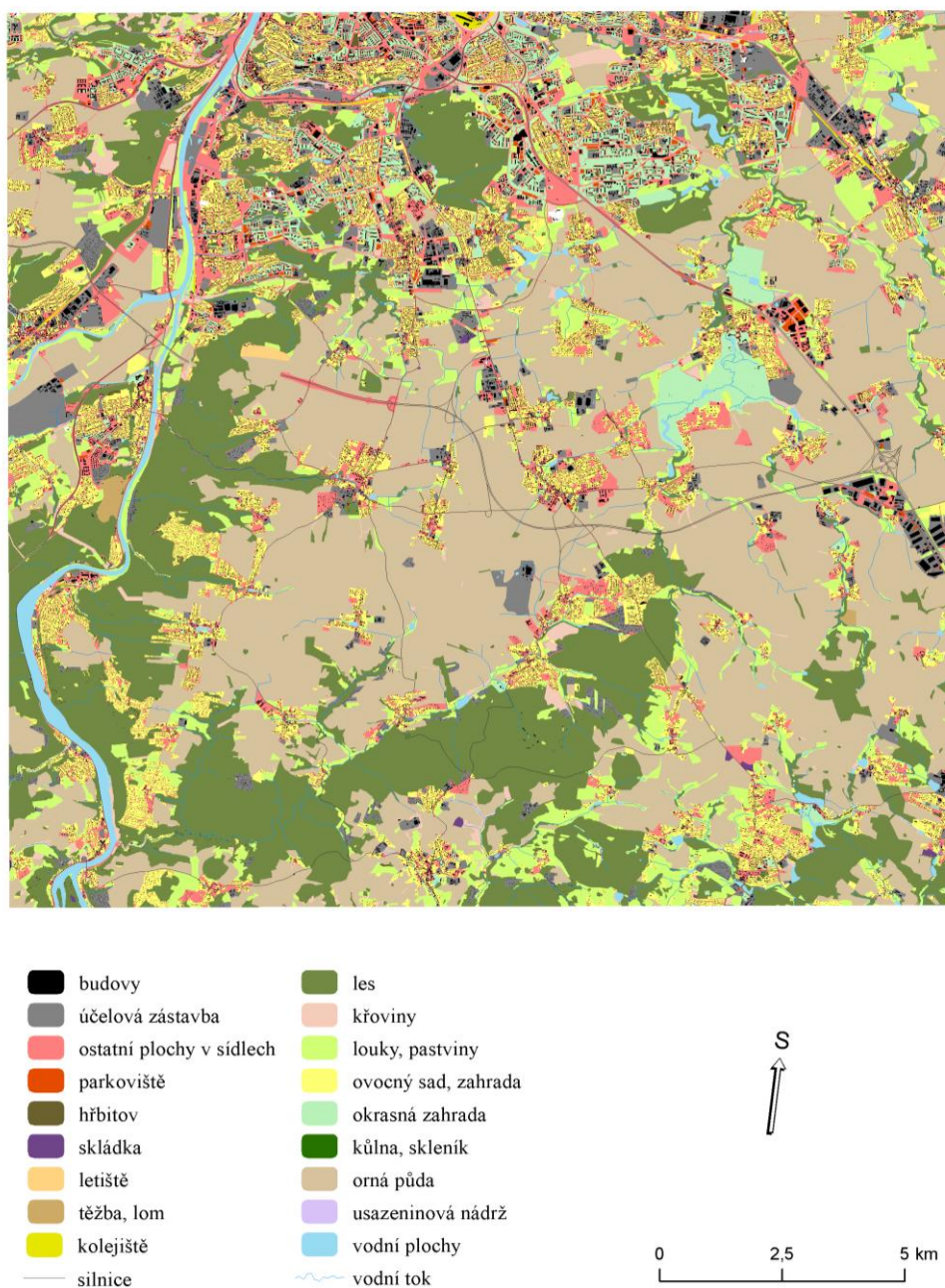
U podchodů se ukazuje, že se na jejich funkčnosti může významnou měrou podílet oplocení (Austin a Garland, 2001; Ng a kol., 2004). Zejména v případě velkých živočichů může oplocení sloužit jako vhodný naváděcí prvek. Dodd a kol. (2007) došel k závěru, že instalace oplocení výrazně sníží úmrtnost na silnici a zároveň zvýší využívání podchodů, neboť k nim bude navedeno více živočichů.

4. Metody a data

4.1 Zájmové území

Jako modelové území pro studium změny míry fragmentace a prostupnosti krajiny bylo zvoleno jižní zázemí Prahy, kde v souvislosti s výstavbou dálničního obchvatu a probíhajícím procesem suburbanizace dochází k významným změnám ve struktuře krajiny. Díky výhodné poloze se tato oblast vyznačuje přibývajícím počtem satelitních městeček. Mezi nejrychleji rozvíjející se patří oblast mezi obcemi Jesenice – Kocanda – Osnice. Vzhledem k tomu, že se monitorovaná oblast nachází v těsné blízkosti Prahy a je hustě osídlena, není zde mnoho lesních porostů, kde bychom mohli předpokládat vyšší výskyt zvěře. Pouze ve dvou místech vede dálniční obchvat oblastmi, kde bychom alespoň nějaký lesní porost našli. První oblast se nachází JV od Cholupic. Zde se severně ve vzdálenosti necelých 200 m od okruhu nachází přírodní památka Cholupická bažantnice, která zaujímá plochu 14 ha. Tento komplex je typický zachovalými zbytky přirozeného porostu (smíšený lužní les a habrové doubravy) a poskytuje úkryt řadě živočichů, především lesním druhům motýlů a ptáků (Kyzlík a kol., 2011). Zároveň se tato oblast nachází na území přírodního parku Modřanská rokle, což vysvětluje, proč byly 3 ekodukty postaveny právě na této části okruhu. Druhá oblast se souvislejším lesním porostem se nachází jižně od Kocandy. Údolí potoka Botiče je v této oblasti obklopené porosty stromů a i po jeho přemostění je zde dostatečné množství vegetace, která může poskytovat úkryty živočichům. Krajinný pokryv této oblasti zobrazuje následující mapa.

Obrázek 11: Krajinový pokryv zájmového území



Zdroje: Ředitelství silnic a dálnic ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

4.2 Hodnocení fragmentace

Pro analýzu míry fragmentace zájmového území byla použita metoda Effective Mesh Size (Jaeger, 2000). Ukazatel byl pro dané území spočítán pro stav před výstavbou Pražského okruhu a pro stav po výstavbě, aby mohla být sledována změna. K výpočtu ukazatele bylo

zájmové území překryto sítí čtverců o velikosti 500 m x 500 m. Za fragmentační bariéry byly zvoleny silnice a zastavěná plocha. Na ukázkou je uvedena mapa s bariérami, které jsou přítomné po výstavbě obchvatu.

Obrázek 12: Fragmentační geometrie pro výpočet m_{eff} – stav po výstavbě obchvatu



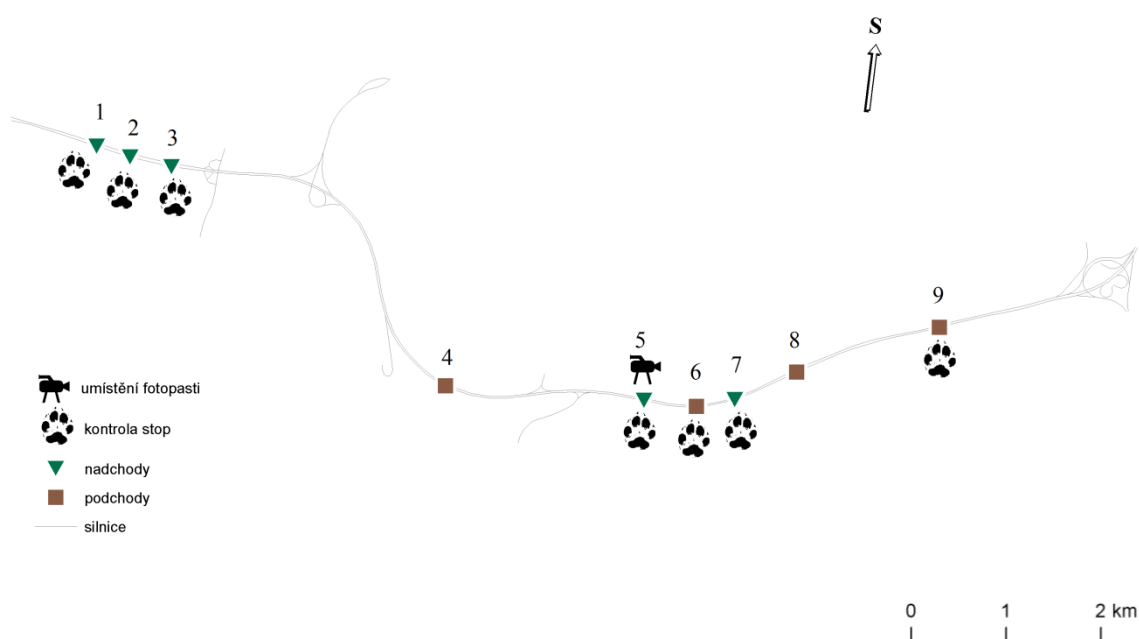
Zdroje: Ředitelství silnic a dálnic ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Jednotky čtvercové sítě, se kterými ukazatel m_{eff} počítá, mají uměle vytvořené hranice, které zpravidla neodpovídají přirozeným hranicím krajinných prvků. Výsledkem analýzy, která by tento fakt nezohledňovala, by mohlo být neobjektivní zhodnocení fragmentace krajiny. Proto byla k výpočtu fragmentace krajiny zvolena modifikace m_{eff} počítající s tzv. přeshraničním efektem, která zohledňuje i propojení jednotlivých krajinných prvků přes hranice (Girvetz a kol., 2008; Moser a kol., 2007).

4.3 Hodnocení prostupnosti

Sběr dat o využívání průchodů byl prováděn na úseku Pražského okruhu dlouhém přibližně 10,5 km mezi Cholupicemi a Herinkem. Tato část okruhu se nachází v jižním zázemí Prahy a většinu ploch v těsné blízkosti rychlostní silnice tvoří zemědělsky obdělávaná půda. Po celé délce tohoto úseku se nacházejí obce, mezi nejbližší (vzdušná vzdálenost do 0,5 km) patří Cholupice, Hodkovice, Jesenice, Horní Jirčany, Kocanda, Osnice a Herink. Z celého úseku byly vybrány k podrobnějšímu prozkoumání objekty, které se zdály být vhodné k využívání živočichy. Data o využívání přechodů byla získávána kontrolou stop ve sněhu. Na objektech byla provedena kontrola stop dvakrát až třikrát (v závislosti na dostupnosti při sněhové pokrývce) – 20. ledna 2013, 17. února 2013 a 25. února 2013. Umístění průchodů na obchvatu ukazuje následující schéma.

Obrázek 13: Průchody na jižní části okruhu a monitorované objekty



Zdroje: Ředitelství silnic a dálnic ®, vlastní zpracování

K detailnějšímu monitorování byl vybrán nadchod č. 5, který se jevil jako nejvhodnější k přechodu zvěře z hlediska začlenění do okolí i návaznosti na další krajinné prvky. K monitorování byla použita fotopast typu STC-DVIR5 Prowler, která byla připevněna na dřevěný sloupek protihlukové stěny v okrajové části nadchodu. Fotopast je opatřena čidlem a pohyb v jejím zorném poli spustí fotoaparát. Objekty zaznamenané na fotografiích

byly rozděleny do kategorií, které se od sebe liší stupněm rušení. Při tvorbě těchto kategorií sloužila jako inspirace práce Liddla (1997), který přiřadil různým lidským aktivitám hodnoty na základě toho, jak rušivě jejich přítomnost na divokou zvěř působí.

Tabulka 2: Rušivý vliv lidských aktivit

Aktivita	Rušení*
Pěší	2
Jízda na koni	3
Pěší se psy	4
Čtyřkolky	5
Cyklistika	5

* 1 = nízký efekt

5 = vysoký efekt

Zdroj: Liddle, 1997; vlastní úprava

5. Výsledky

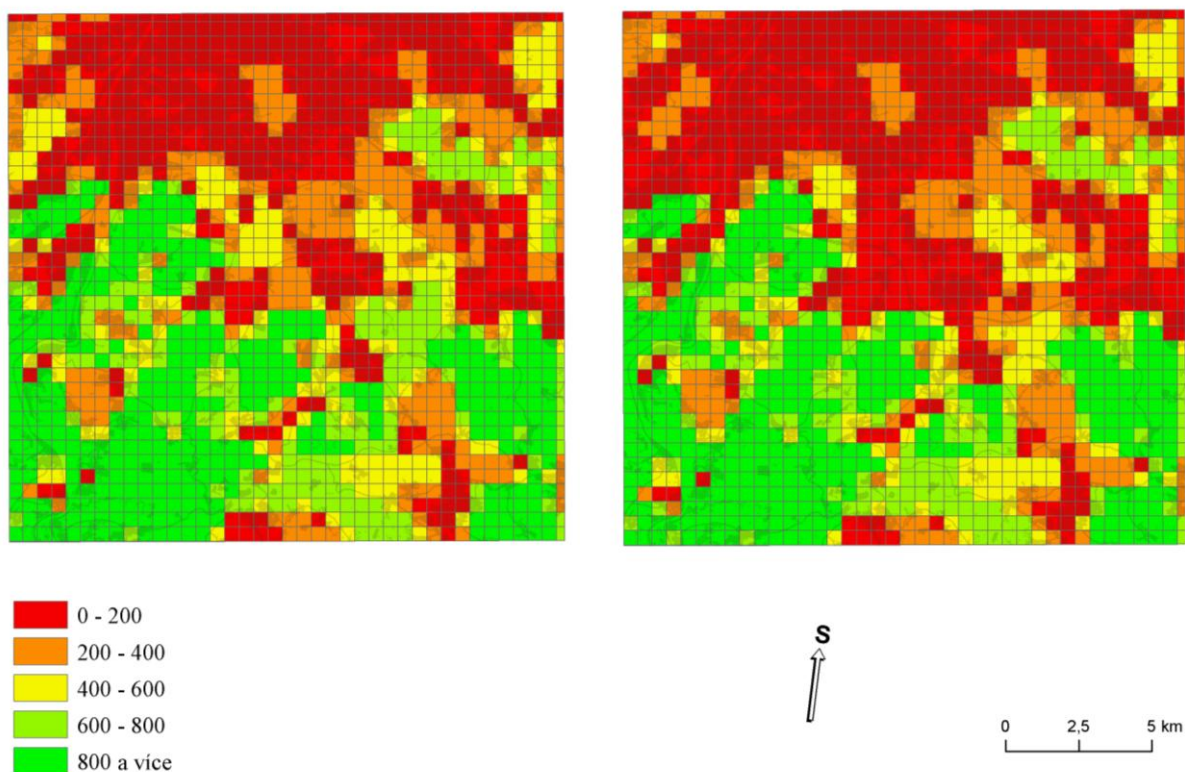
5.1 Hodnocení fragmentace

Analýza zájmového území pomocí metody Effective Mesh Size ukázala, že míra fragmentace narostla především v okolí stavby Pražského okruhu. Zvýšená míra fragmentace je patrná i v dalších místech, především v těsném zázemí Prahy, kde probíhá intenzivní výstavba zejména obytných budov. Nárůst zastavěné plochy a vznik dalších propojujících komunikací se dá předpokládat i v budoucnosti, proto můžeme očekávat, že i míra fragmentace tohoto rozvíjejícího se území bude nadále stoupat. Zároveň lze předpokládat zvýšení intenzity dopravy v zájmovém území, čímž dojde i k nárůstu bariérového efektu komunikací.

Obrázek 14: Analýza míry fragmentace pomocí m_{eff}

a) před výstavbou Pražského okruhu

b) po výstavbě Pražského okruhu



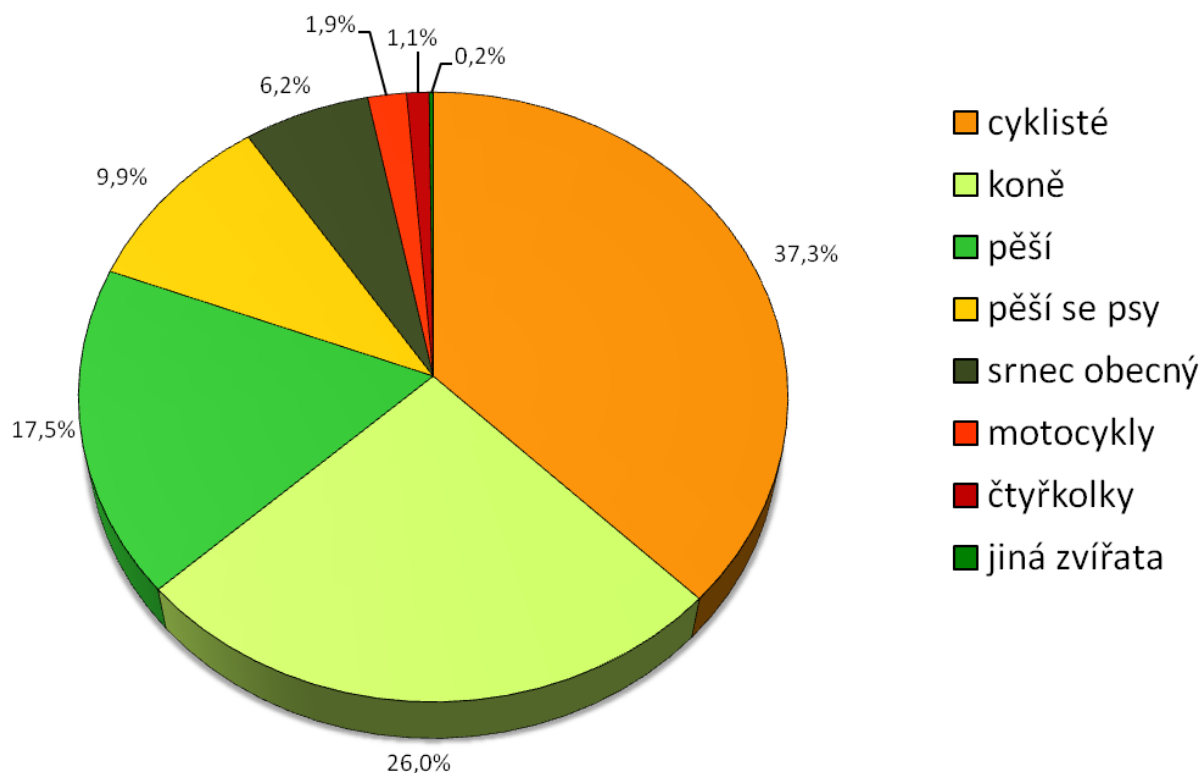
Zdroje: Ředitelství silnic a dálnic ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

5.2 Hodnocení prostupnosti

Kontrola stop ukázala, že z divokých zvířat využívají objekty zajíce a srnčí zvěř. Nejvíce stop bylo nalezeno vždy na objektech číslo 5, 6 a 7. Předpokládáme, že se v okolí těchto přechodů vyskytuje větší množství zvěře díky přítomnosti lesních porostů severně i jižně od přechodů. Stopy zvěře byly koncentrovány po stranách přechodů, v místech kde není převedena cesta. Ze stop bylo také patrné, že se zvířata raději vyhýbají volnému prostoru, protože pokud byl přechod osázen keři/stromky, většina stop vedla touto vegetací a volný prostor stopy křížovaly spíše výjimečně. U podchodu č. 9 byly pozorovány pouze stopy zajíce. Je možné, že se zde vyskytovala i jiná zvěř, ale podmínky pro kontrolu stop u tohoto objektu nebyly nikdy zcela ideální a jiné stopy se určit nepodařilo. Na ekoduktech u Cholupic (objekty 1, 2 a 3) byly identifikovány opět pouze stopy zajíce. Ekodukty jsou hojně využívány lidmi, v zimě zejména běžkaři a pěšími se psy. Můžeme proto předpokládat, že stopy zvířat byly zničeny, nebo zde větší savci přechody téměř nevyužívají vzhledem k častému pohybu lidí.

Ekodukt č. 5 byl fotopastí monitorován 77 dní v období od 17. února do 4. května 2013. Za tuto dobu bylo pořízeno celkem 1292 fotografií, z toho na 1008 fotografiích byla zachycena procházející osoba či zvíře (fotografie v příloze 6). Na ostatních 284 fotografiích nebyl zachycen žádný objekt, čidlo mohlo být spuštěno například pohybem vegetace. Nepovedené fotografie z noci si můžeme vysvětlit také tak, že procházející zvíře aktivovalo fotoaparát, ale blesk neosvítí celou šíři přechodu, proto na těchto fotografiích není ve výsledku nic vidět. Strukturu využívání ekoduktu na základě získaných fotografií ukazuje následující graf.

Graf 3: Využívání ekoduktu



Zdroje: vlastní zpracování

Z grafu je patrné, že vybraný ekodukt je značně antropogenně využíváný, neboť první čtyři nejpočetnější kategorie (celkem 90,7 % procházejících) zaujímají lidské aktivity. Nejvyšších hodnot dosahují cyklisté. Tuto skutečnost můžeme vysvětlit přítomností cyklotrasy, která je vedena přímo přes ekodukt. Fotografie byly z fotopasti odebírány přibližně ve třítydenních intervalech a je zajímavé sledovat také nárůst počtu cyklistů na fotografiích v jednotlivých obdobích. Mezi posledními třemi intervaly byl nárůst počtu cyklistů vždy až trojnásobný, což můžeme vysvětlit zlepšujícím se počasím. Druhou nejpočetnější kategorií využívající ekodukt (koně – 26 %) vysvětluje přítomnost jezdeckého oddílu nedaleko ekoduktu.

Přestože rušivých vlivů je na ekoduktu přítomno poměrně hodně, fotopast zaznamenala, že i srnčí zvěř ekodukt využívá. Srnky byly zachyceny na fotografiích téměř vždy za tmy, převážně v nočních hodinách. Za světla byli zaznamenáni pouze tři jedinci, vždy to bylo v časných ranních hodinách. Během dne, kdy je ekodukt hojně využíván lidmi, byla

zaznamenána za celé období pouze jedna přecházející srna. Tyto výsledky ukazují, jak antropogenní využívání ekoduktu může ovlivnit jeho využívání divokými zvířaty.

6. Diskuze

6.1 Fragmentace krajiny

Analýza zájmového území byla prováděna na základě dat, která neodpovídají přesně současnému stavu krajiny. Zejména suburbia se rozvíjejí velice dynamicky, proto není možné pracovat se zcela aktuálními daty, neboť se mapové podklady tohoto charakteru stávají poměrně rychle neaktuálními. Metoda Effective Mesh Size také nezohledňuje všechny proměnné tak, jak by k přesné analýze bylo potřebné. Není zohledňována proměnlivá intenzita dopravy a také není odlišována kvalita nefragmentované plochy. Metoda pracuje stejně s nefragmentovanými plochami pole i lesa, přestože z hlediska fragmentace krajiny hrají tyto plochy zcela odlišnou roli. Všechny tyto faktory proto mohou určitým způsobem výsledky ovlivnit.

6.2 Prostupnost krajiny

Cílem terénního průzkumu bylo zjistit, jak jsou průchody jižní části Pražského okruhu využívány živočichy a které faktory mohou jejich využívání ovlivňovat. Zvolena byla metoda kontroly stop ve sněhu a monitorování vybraného objektu fotopastí. Kontrola stop se ukazuje jako nejrychlejší a poměrně snadná metoda, která se může používat při průzkumu migračních objektů. Ze stop živočichů lze vysledovat, které části zvířata preferují a kudy se nejčastěji pohybují. Problém však může nastat při identifikaci stop, protože některé druhy živočichů (zejména malých savců) je obtížnější tímto způsobem určit (Van Wieren a Worm, 2001). Tato metoda mohla být prováděna pouze v době sněhové pokrývky a průzkum byl omezen pouze na nadchody nebo podchody otevřeného charakteru (např. velké mosty). Kontrola stop může být prováděna i jiným způsobem. Autoři Mata a kol. (2008) a Abson a Lawrence (2003) umístili na průchody příčné pruhy sypkého materiálu, ve kterém se stopy udrží, a identifikaci mohli provádět celoročně. Tato metoda je náročnější na provedení a vyžaduje zásah do vegetačního pokryvu, ale přináší kvalitnější výsledky. Zahraniční studie uvádějí i další příklady přímého terénního průzkumu, které jsou používány k monitorování migračních objektů. Patří mezi například sběr trusu, kontrola uměle vytvořených hnízd nebo aktivní vyhledávání živočichů pod kameny či v jiných úkrytech (Abson a Lawrence, 2003).

Druhá použitá metoda – monitoring nadchodu fotopastí – patří mezi metody, které jsou často používané pro zhodnocení využívání průchodů i v zahraničí (Austin a Garland, 2001;

Ng a kol., 2004; Renard a kol., 2008; Van Wieren a Worm, 2001). Výhodou takového monitorování je přesný záznam o pohybech živočichů. Ze záznamů lze zjistit, kdy přesně zvěř procházela, o kolik jedinců se jednalo a jakým směrem se pohybovali (Austin a Garland, 2001).

Výsledky terénního průzkumu ukázaly značné rozdíly ve využívání jednotlivých objektů. Jako nejvyužívanější se ukázaly objekty propojující fragmenty lesních porostů a objekty dobře napojené na okolní krajinu. Podle zahraničních studií je právě specifický design (Mata a kol., 2008) a napojení objektů na krajinné elementy klíčovým faktorem ovlivňujícím využívání objektů (Ng a kol., 2004), což naše zjištění potvrzuje. Málo využívané jsou podle našich výsledků ekodukty u Cholupic, které nepředstavují objekty vhodně napojené na okolí. Dva ze tří ekoduktů převádějí asfaltovou cestu a upravený kanál na srážky. Přestože tedy tyto objekty dosahují v šířce požadovaných rozměrů (Olsson a Widen, 2008; Mata a kol., 2008), provedené úpravy značně zmenšují plochu, po které mohou zvířata přecházet (fotografie v příloze 7). Obslužná asfaltová silnice se svodidly představuje u ústí ekoduktů také značnou bariéru (fotografie v příloze 8). Ze stop zvěře v zimě bylo patrné, že se někteří jedinci pohybovali podél této bariéry až do míst, kde bariéra končila a kde mohli pokračovat v původním směru.

V zahraničních studiích zkoumajících využívání průchodů jsou často v jedné oblasti porovnávány průchody určené pouze živočichům s průchody víceúčelového charakteru, aby bylo zjištěno, jestli antropogenní vliv ovlivňuje využívání objektů živočichy (Mata a kol., 2008). Toto srovnání v našem případě není možné provést, protože všechny objekty se nachází v hustě osídlené krajině a jejich využívání člověkem je velice časté. Přesto bylo z výsledků jasné, že zvířata méně přecházela objekty, kde byl pohyb lidí po celý den.

Monitorování postavených objektů je považováno za velice důležité především pro zlepšování situace do budoucnosti. Vzhledem k tomu, že se také jedná o drahá opatření (Corlatti a kol., 2009), je důležité vědět, které faktory ovlivňují jejich využívání a jak dosáhnout co nejlepšího kompenzačního efektu. Tyto poznatky lze zjistit právě zpětným monitorováním objektů. Mnoho autorů však poukazuje na nedostatek studií zaměřených na tuto problematiku a považují za nutné, aby do budoucnosti těchto studií přibýlo (Corlatti a kol., 2009; Glista a kol., 2009).

7. Závěr

K fragmentaci krajiny začalo docházet již s prvními zásahy člověka do krajiny. V současnosti však narůstá rychlost, s jakou k fragmentaci krajiny dochází, a ta se tak stává závažným problémem dnešní doby. Z ukazatelů hodnotících postupující fragmentaci je patrné, že nerozdělených ploch ubývá mnohonásobně rychleji než dříve. To je způsobeno přibývajícím počtem fragmentačních bariér, které představují zejména zastavěné plochy a silnice. Silnice jsou považovány za nejvýznamnější bariéru, protože představují velice rychle se rozvíjející struktury. Jejich výstavba způsobuje nejen rozdělování stanovišť a populací organismů, ale zároveň s sebou přináší převážně negativní ekologické dopady. Degradace stanovišť, mortalita na silnicích a znečišťování přilehlých oblastí představují pouze některé z dopadů, se kterými se organismy musí vypořádávat.

Obnova přirozených procesů mezi jednotlivými fragmenty se ukazuje jako velice důležitá pro přežívání mnohých druhů organismů. Nejdůležitějším opatřením, kterým lze tyto narušené procesy obnovit, je zajištění průchodnosti mezi fragmentovanými stanovišti. Příkladem takových opatření mohou být vznikající sítě koridorů, které představují struktury umožňující pohyb živočichům na delší vzdálenost. Koridory jsou určeny především velkým savcům, pro které je migrace na velké vzdálenosti obzvláště důležitá. V souvislosti s obnovou prostupnosti krajiny by však nemělo být zapomínáno ani na menší organismy, pro které rozdělení habitatů může také představovat závažný problém. Je tedy nezbytné řešit obnovu prostupnosti krajiny pro jednotlivé skupiny organismů, které se odlišují svými nároky. Propojování oddělených segmentů není důležité pouze z hlediska pohybu živočichů. Zajišťovat konektivitu krajinných struktur je potřebné také pro udržení dalších přirozených ekologických toků.

Nejvýznamnější bariéru, kterou musí živočichové nejčastěji překonávat, představují silnice, proto je v souvislosti s obnovou konektivity krajiny v popředí zájmu zprůchodnění těchto struktur. K výstavbě průchodů pro zvěř dochází teprve v posledních desetiletích, proto jsou stále upravována doporučení, jak by objekty měly vypadat. Význam těchto objektů v krajině fragmentované silnicemi je z dosavadních studií patrný. Je však nutné více monitorovat postavené objekty, hodnotit jejich účinnost a nadále rozvíjet potenciál těchto kompenzačních opatření.

Analýza území pomocí metody Effective Mesh Size ukázala, že míra fragmentace narostla podle očekávání nejvíce v oblastech, kde byl postaven dálniční obchvat. Terénní

průzkum ukázal, že přechody jsou značně antropogenně využívané, což může ovlivnit přecházení zvěře. Z živočichů přechody nejvíce využívají zajíci a srnčí zvěř. Napojení na okolní krajinné prvky se ukázalo jako jeden z hlavních faktorů ovlivňujících přecházení zvěře, neboť největší frekvence stop byla na přechodech propojujících lesní fragmenty. Jako nejméně využívané se zdají být ekodukty u Cholupic. Může to být dáno intenzivním antropogenním využíváním, které znehodnotí zvířecí stopy nebo nepřítomností zvěře v okolí těchto objektů, neboť lesní porosty jsou od ekoduktů poměrně vzdálené.

8. Seznam použité literatury

- ABSON, R., LAWRENCE, R. (2003): Monitoring the use of the Slaty Creek wildlife underpass, Calder Freeway, Black Forest, Macedon, Victoria, Australia. Road Ecology center - John Muir Institute of the Environment, University of California, Davis, 7 s.
- ALEXANDER, S., WATERS, N. (2000): The effects of highway transportation corridors on wildlife: a case study of Banff National Park. Transportation research part C. University of Calgary, Calgary, 14 s. DOI: 10.1016/S 0968-090X(00)00014-0.
- ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., MIKO, L., ANDĚLOVÁ, H. (2005): Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. AOPK ČR, Praha, 67 s. ISBN 80-86064-92-1.
- ANDĚL, P., PETRŽÍLKA, L., GORČICOVÁ, I. (2010a): Indikátory fragmentace krajiny. Evernia, Liberec, 62 s. ISBN 978-80-903787-7-3.
- ANDĚL, P., HLAVÁČ, V., LENNER, R., ANDĚLOVÁ, H., GORČICOVÁ, I., HANUŠ, F., VAISAR, M. (2006): Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy. Ministerstvo dopravy ČR a Evernia, Liberec, 92 s. ISBN 80-903787-0-6.
- ANDĚL, P., ANDREAS, M., BLÁHOVÁ, A., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., MINÁRIKOVÁ, T., ROMPORTL, D., STRNAD, M. (2010b): Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia, Liberec, 137 s. ISBN 978-80-903787-5-9.
- ANDĚL, P., BELKOVÁ, H., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., LIBOSVÁR, T., ROZÍNEK, R., ŠIKULA, T., VOJAR, J. (2011): Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy. Evernia, Liberec, 154 s. ISBN 978-80-903787-4-2.
- ANDRÉN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 73, č. 3, s. 355-366.
- ANDREWS, A. (1990): Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian zoologist*, 26, č. 3, s. 130-141.
- ARAMBOUT, J. (2003): A spatial model to estimate habitat fragmentation and its consequences of long-term survival of animal populations. Department of Natural Resources and Environmental Sciences University of Illinois at Urbana Champaign, Illinois, 16 s.

- AUSTIN, J., GARLAND, L. (2001): Evaluation of a wildlife underpass on Vermont State Highway 289 in Essex, Vermont. Road Ecology center - John Muir Institute of the Environment, University of California, Davis, 10 s.
- BAGUETTE, M., VAN DYCK, H. (2007): Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape ecology*, 22, č. 8, s. 1117-1129. DOI: 10.1007/s10980-007-9108-4.
- BAILEY, D., SCHMIDT-ENTLING, M., EBERHART, P., HERRMANN, J., HOFER, G., KORMANN, U., HERZOG, F. (2010): Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology*, 47, č. 5, s. 1003-1013. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01858.x.
- BEIER, P., NOSS, R. (1998): Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12, č. 6, s. 1241-1252. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x.
- BENNETT, A. (2003): Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN Publications Services Unit, Margate, UK, 262 s. ISBN 2-8317-0744-7.
- BISSONETTE, J., CRAMER, P. eds. (2007): Evaluation of the use and effectiveness of wildlife crossings NCHRP 25-27 – final report. U.S. Geological Survey Utah Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Utah State University, 287 s. Dostupné na: <http://www.wildlifeandroads.org/publications/>.
- BLOEMMEN, M., VAN DER SLUIS, T. eds. (2004): European corridors – example studies for the Pan-European Ecological Network. Alterra, Wageningen, 102 s.
- BRAUNISCH, V., SEGELBACHER, G., HIRZEL, A. (2010): Modelling functional landscape connectivity from genetic population structure: a new spatially explicit approach. *Molecular Ecology*, 19, č. 17, s. 3664-3678. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2010.04703.x.
- CLEVENGER, A., WALTHO, N. (2005): Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121, č. 3, s. 453-464. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.04.025.
- CORLATTI, L., HACKLÄNDER, K., FREY-ROOS, F. (2009): Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23, č. 3, s. 548-556. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.01162.x.
- CRIST, M. (2004): Landscape connectivity: An essential element of land management. The Wilderness Society, č. 1, 6 s.

- CROOKS, K., SANJAYAN, M. eds. (2006): Connectivity conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 732 s. ISBN 9780521857062.
- DODD, N., GAGNON, J., BOE, S., SCHWEINSBURG, R. (2007): Role of fencing in promoting wildlife underpass use and highway permeability. Road Ecology center - John Muir Institute of the Environment, University of California, Davis, 15 s.
- DUFEK, J., ADAMEC, V., HLAVÁČ, V. (2000): Fragmentace lokalit způsobená dopravní infrastrukturou – současný stav v České republice. COST – národní zpráva, Brno, 35 s.
- EIGENBROD, F., HECNAR, S., FAHRING, L. (2008): Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape ecology*, 23, č. 2, s. 159-168. DOI: 10.1007/s10980-007-9174-7.
- EIGENBROD, F., HECNAR, S., FAHRING, L. (2009): Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and society*, 14, č. 1, 18 s.
- FAHRIG, L., RYTWINSKI, T. (2009): Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14, č. 1, 19 s.
- FINCH, D., MARTIN, T. eds (1995): Ecology and management of neotropical migratory birds: a synthesis and review of critical issues. Oxford University Press, New York, 489 s. ISBN 0-19-508-452-7.
- FORMAN, R. (2000): Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, 14, č. 1, s. 31-35. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.99299.x.
- FORMAN, R., ALEXANDER, L. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, s. 207-231.
- FORMAN, R., DEBLINGER, R. (2000): The ecological road-effect zone of Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology*, 14, č. 1, s. 36-46. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.99088.x.
- GIRVETZ, E., THORNE, J., BERRY, A., JAEGER, J. (2008): Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban planning*, 86, č. 3, s. 205-218. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2008.02.007.
- GLISTA, D., DEVAULT, T., DEWOODY, J. (2009): A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91, č. 1, s. 1-7. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2008.11.001.

- HARDY, A., FULLER, J., HUIJSER, M., KOCIOLEK, A., EVANS, M. (2006): Evaluation of wildlife crossing structures and fencing on US Highway 93 Evaro to Polson, Phase I: Preconstruction data collection and finalization of evaluation plan. Western Transport Institute, Helena, 213 s.
- HLAVÁČ, V., ANDĚL, P., BOCEK, R. (2001): Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. AOPK ČR, Praha, 36 s. ISBN 80-86064-60-3.
- JAEGER, J., BERTILLER, R., SCHWICK, CH., MULLER, K., STEINMEIER CH., EWALD, K., GHAZOUL, J. (2008): Implementing landscape fragmentation as an indicator in the Swiss monitoring system of sustainable development (MONET). *Journal of Environmental Management*, 88, č. 4, s. 737-751. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.03.043.
- JAEGER, J. (2000): Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape ecology*, 15, č. 2, s. 115-130.
- JAEGER, J., SOUKUP, T., MADRINAN, L., SCHWICK, C., KIENAST, F. (2011): Landscape fragmentation in Europe: Joint EEA-FOEN report. European Environment Agency, Copenhagen, 87 s. ISBN 978-92-9213-215-6.
- JAEGER, J., BOWMAN, J., BRENNAN, J., FAHRING, L., BERT, D., BOUCHARD, J., CHARBONNEAU, N., FRANK, K., GRUBER, B., TOSCHANOWITZ, K. (2005): Predicting when animal population are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185, č. 2, s. 329-348. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015.
- JAEGER, J., FAHRING, L., HABER, W. (2006): Reducing habitat fragmentation by roads: a comparison of measures and scales. IN: *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, s. 13-17.
- KYZLÍK, P., RUDL, A. a kol. (2011): Památné stromy Prahy. Consult, Praha, 192 s. Část dostupná na: http://www.prirodacr.cz/06_pam_stromy.htm.
- LIDDLE, M. (1997): Recreation ecology – The ecological impact of outdoor recreation and ecotourism. Chapman & Hall, London, 540 s. ISBN 0 412 26630 X.
- LINDENMAYER, D., FISCHER, J. (2006): Habitat fragmentation and landscape change. Island Press, Washington, 328 s. ISBN 9780643093904.

- LLAUSÀS, A., NOGUÉ, J. (2012): Indicators of landscape fragmentation: The case for combining ecological indices and the perceptive approach. *Ecological indicators*, 15, č. 1, s. 85 – 91. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.08.016.
- MATA, C., HERVÁS, I., HERRANZ, J., SUARÉZ, F., MALO, J. (2008): Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structure on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, 88, č. 3, s. 407-415. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.03.014.
- MOSER, B., JAEGER, J., TAPPEINER, U., TASSER, E., EISELT, B. (2007): Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape ecology*, 22, č. 3, s. 447-459. DOI: 10.1007/s10980-006-9023-0.
- NG, S., DOLE, J., SAUVAJOT, R., RILEY, S., VALONE, T. (2004): Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation*, 115, č. 3, s. 499-507. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00166-6.
- NOSS, R. (1987): Corridors in real landscapes: A reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, 1, č. 2, s. 159-164. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1987.tb00024.x.
- OLSSON, M., WIDEN, P. (2008): Effects of highway fencing and wildlife crossing on moose *Alces alces* movements and space use in southwestern Sweden. *Wildlife Biology*, 14, č.1,s.111-117.
DOI:[http://dx.doi.org/10.2981/09096396\(2008\)14\[111:EOHFAW\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2981/09096396(2008)14[111:EOHFAW]2.0.CO;2).
- RENARD, M., VISSER, A., DE BOER, F., VAN WIEREN, S. (2008): The use of the 'Woeste Hoeve' wildlife overpass by mammals. *Lutra*, 51, č. 1, s. 5-16.
- RIES, L., DEBINSKI, D., WIELAND, M. (2001): Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conservation biology*, 15, č. 2, s. 401-411. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2001.015002401.x.
- ROEDENBECK, I., FAHRING, L., FINDLAY, C., HOULAHAN, J., JAEGER, J., KLAR, N., KRAMER-SCHADT, S., VAN DER GRIFT, E. (2007): The Rauischholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society*, 12, č. 1, 21 s.
- ROSENBERG, D., NOON, B., MESLOW, E. (1997): Biological corridors: Form, function and efficacy. *BioScience*, 47, č. 10, s. 677-687. DOI: 10.2307/1313208.
- SEILER, A. (2001): Ecological effects of roads: a review. Introductory research essay 9. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 40 s.
- SELVA, N., KREFT, S., KATI, V., SCHLUCK, M., JONSSON, B., MIHOK, B., OKARMA, H., IBISCH, P. (2011): Roadless and low-traffic areas as conservation targets in

- Europe. Environmental management, 48, č. 5, s. 865-877. DOI: 10.1007/s00267-011-9751-z.
- SIMMONS, J., SUNNUCKS, P., TAYLOR, A., VAN DER REE, R. (2010): Beyond roadkill, radiotracking, recapture and FST – a review of some genetic methods to improve understanding of the influence of roads on wildlife. Ecology and Society, 15, č. 9, 16 s.
- SINGLETON, P. (2006): Highways and habitat: managing habitat connectivity and landscape permeability for wildlife. Pacific Northwest Research Station - Science findings, 79, 6 s.
- SINGLETON, P., GAINES, W., LEHMKUHL, J. (2002): Landscape permeability for large carnivores in Washington: A geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 89 s.
- STEVENS, V., POLUS, E., WESSELINGH, R., SHTICKZELLE, N., BAGUETTE, M. (2004): Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*). Landscape Ecology, 19, č.8, s. 829-842. DOI: 10.1007/s00442-006-0500-6.
- TISCHENDORF, L., FAHRING L. (2000): On the usage and measurement of landscape connectivity. Oikos, 90, č. 1, s. 7-19. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x.
- TROCMÉ, M., CAHILL, S., DE VRIES, H., FARRALL, H., FOLKESON, L., FRY, G., HICKS, C., PEYMEN, J. eds. (2002): COST 341 - Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. Infra Eco Network Europe, Belgium, 253 s.
- TROCMÉ, M. (2006a): Habitat fragmentation due to linear transportation infrastructure: an overview of mitigation measures in Switzerland. 6th Swiss Transport Research Conference, Monte Verità / Ascona, 20 s.
- TROCMÉ, M. (2006b): The Swiss defragmentation program – reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview. IN: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, s. 144-149.
- VAN DER REE, R., JAEGER, J., VAN DER GRIFT, E., CLEVINGER, A. (2011): Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. Ecology and Society, 16, č. 1, 9 s.

- VAN DER SLUIS, T., BLOEMMEN, M., BOUWMA, I. (2004): European corridors: Strategies for corridor development for target species. Groel, Tilburg, 34 s. ISBN 90-76762-16-3.
- VAN WIEREN, S., WORM, P. (2001): The use of a motorway wildlife overpass by large mammals. *Netherlands Journal of Zoology*, 51, č. 1, s. 97-105. DOI: <http://dx.doi.org/10.1163/156854201X00071>.
- VERMEULEN, H., OPDAM, P. (1995): Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: a simulation study. *Landscape and urban planning*, 31, č. 1, s. 233-248. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)01050-I](http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046(94)01050-I).
- WARREN, P., KATTI, M., ERMANN, M., BRAZEL, A. (2006): Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal behaviour*, 71, č. 3, s. 491-502. DOI: [10.1016/j.anbehav.2005.07.014](http://dx.doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.07.014).
- WATSON, M. (2005): Habitat fragmentation and effects of roads on wildlife and habitats. New Mexico Department of Game and Fish, Santa Fe, 18 s.
- WOESS, M., GRILLMAYER, R. (2002): Migration corridors for wildlife – another network of mobility. *International Symposium on GIS, Istanbul*, 13 s.
- ŽÁK, J., BOCEK, R. (2010): Metodika pro stanovení migračního potenciálu. Konference „Využití výzkumu a monitoringu pro ochranný management“, PřF UP, Olomouc, 10 s.

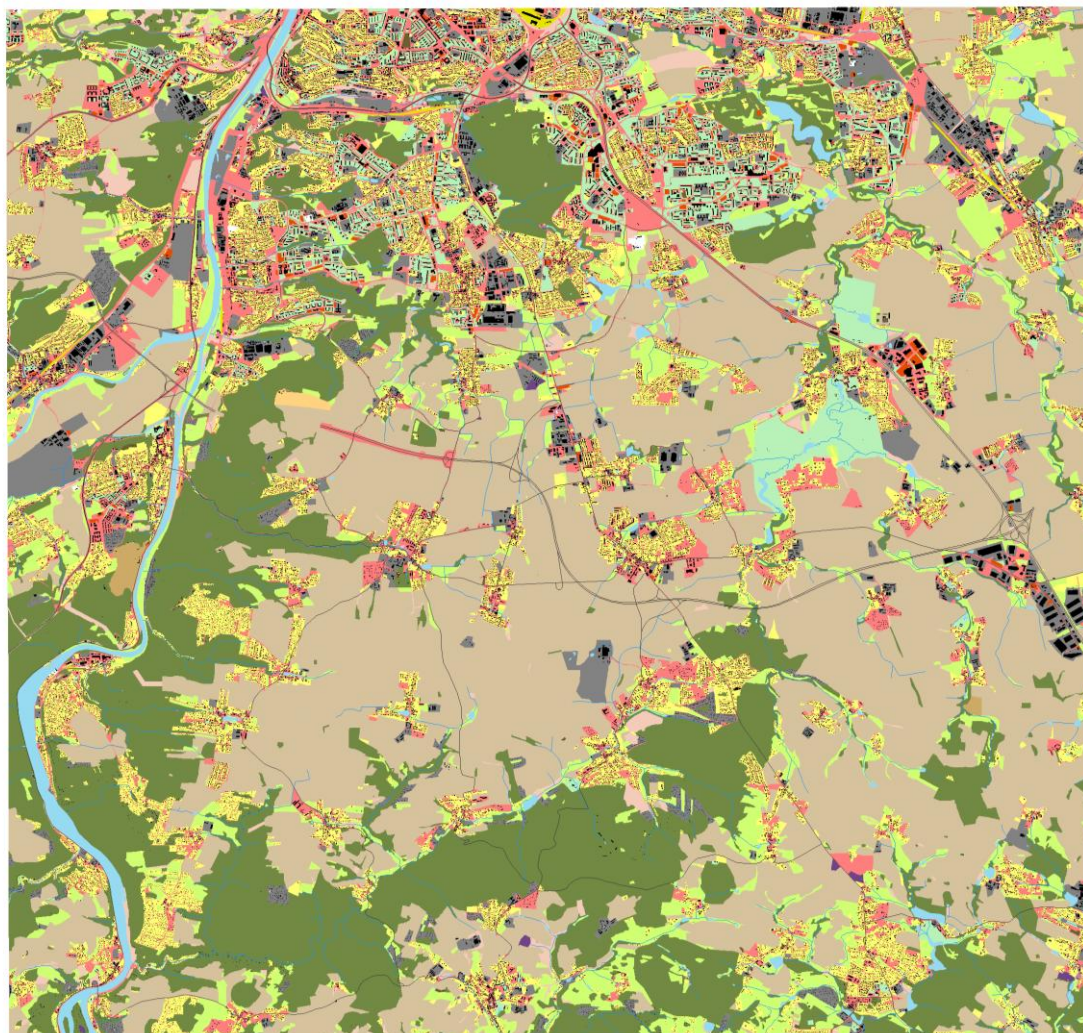
Datové zdroje:

ŘEDITELSTVÍ SILNIC A DÁLNIC ®: Ředitelství silnic a dálnic ČR. Praha 2013.

ZABAGED ®: Základní báze geografických dat České republiky. Praha 2013.

9. Přílohy

Příloha č. 1: Krajinný pokryv zájmového území



■ budovy	■ les
■ účelová zástavba	■ křoviny
■ ostatní plochy v sídlech	■ louky, pastviny
■ parkoviště	■ ovocný sad, zahrada
■ hřbitov	■ okrasná zahrada
■ skládka	■ kůlna, skleník
■ letiště	■ orná půda
■ těžba, lom	■ usazeninová nádrž
■ kolejiště	■ vodní plochy
— silnice	— vodní tok



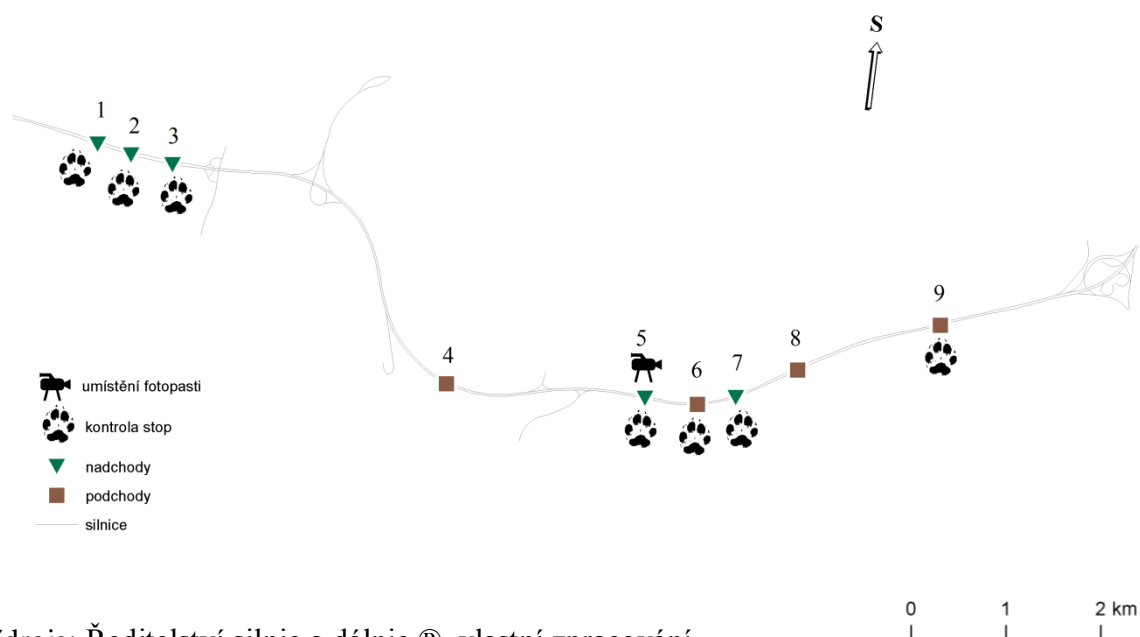
Zdroje: Ředitelství silnic a dálnic ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Příloha č. 2: Fragmentační geometrie pro výpočet m_{eff} – stav po výstavbě obchvatu



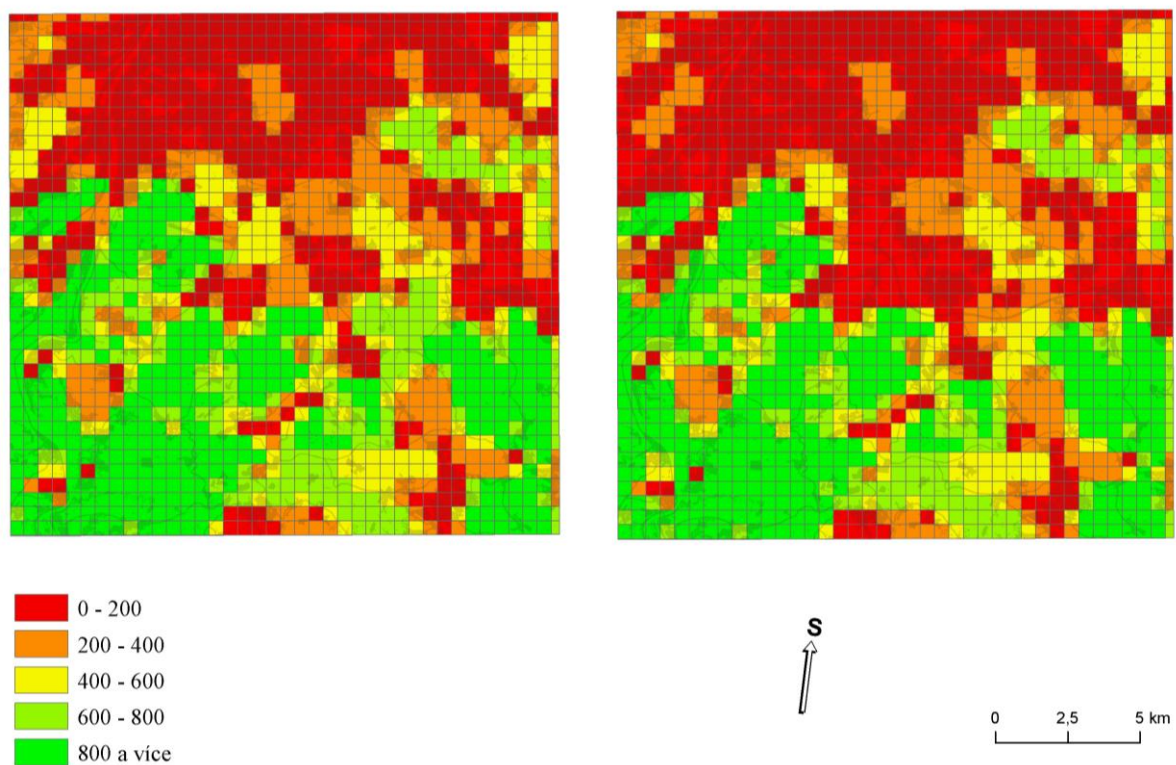
Zdroje: Ředitelství silnic a dálnic ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Příloha č. 3: Průchody na jižní části okruhu a monitorované objekty



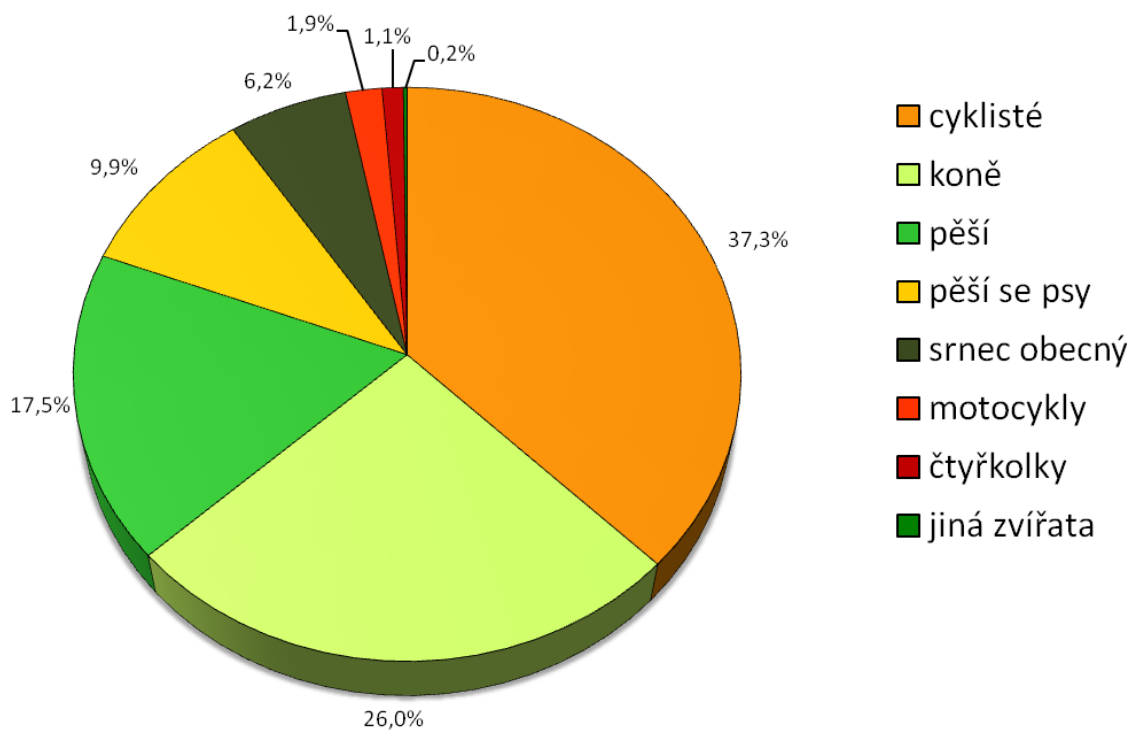
Zdroje: Ředitelství silnic a dálnic ®, vlastní zpracování

Příloha č. 4: Analýza míry fragmentace pomocí m_{eff}



Zdroje: Ředitelství silnic a dálnic ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Příloha č. 5: Využívání ekoduktu



Zdroje: vlastní zpracování

Příloha č. 6: Fotografie z fotopasti





Zdroje: vlastní fotografie

Příloha č. 7 : Ekodukt u Cholupic



Zdroje: vlastní fotografie (17. 12. 2012)

Příloha č. 8: Ekodukt u Cholupic II



Zdroje: vlastní fotografie (17. 12. 2012)